



**REVISTA VIRTUAL
REDESMA**

Red de Desarrollo sostenible y Medio Ambiente

Manejo sostenible de bosques

Vol.3 (2) - 2009



Presentación

La extracción selectiva de especies con importancia económica y la remoción de amplias áreas cubiertas de bosque disminuyen las proyecciones y las oportunidades para que los recursos forestales derivados sean sostenibles en su aprovechamiento a largo plazo. Esto sumado al desconocimiento de la biología y ecología de un número importante de especies que dificulta también su evaluación referida a las tasas productiva y de renovabilidad de sus recursos derivados. Los usuarios de estos recursos forestales – comunidades originarias, industrias y asociaciones sociales del lugar – han ejercido diferentes tipos de presiones para la cosecha y aprovechamiento de los bosques tropicales, desde los niveles de subsistencia familiar hasta la producción masiva y su industrialización, fundamentada en la aplicación de estándares internacionales y control de calidad.

En materia de manejo sostenible de bosques tropicales, Bolivia se constituye en el principal país del mundo con más de dos millones de hectáreas bajo certificación forestal voluntaria de un total de nueve millones con manejo forestal sostenible. Nuestro país es el sexto con mayor extensión de bosques tropicales, representados en siete de los nueve departamentos. Se tiene de 240 a 303 especies con potencial forestal maderero de 28.7 millones de hectáreas y la investigación forestal ha permitido incrementar el aprovechamiento forestal de 12 a 35 especies. Pero el bosque efectivamente no sólo implica madera, ya que el conjunto de productos no maderables van desde resinas, cueros, proteínas, miel de abeja hasta artesanías, utensilios, alimentos, aceites, entre otros. Este componente también ha diversificado la producción alternativa, ecológica y orgánica en la que varias organizaciones destacan por la comercialización de pequeñas empresas y agrupaciones de productores.

Si bien recientemente los sistemas de aprovechamiento forestal en los bosques tropicales han sido modificados en base a principios de conservación, disminución de impactos, eficiencia extractiva y definiciones sólidas para la distribución equitativa de beneficios todavía falta mucho por hacer. Lo fundamental es demostrar que esas prácticas reúnen condiciones de manejo adecuado y basado en la investigación científica, incorporando la participación de actores, grupos meta, la cooperación internacional y el Estado.

Los artículos, lecturas, información y demás material conforman el contenido del presente número de la Revista que REDESMA y que muestran la experiencia de Bolivia y de algunos países sobre manejo sostenible de bosques. Es mi deseo que este material sea de utilidad para propósitos de mantener las funciones y productividad de los ecosistemas forestales en todo el planeta.

Mónica Moraes R., PhD
Herbario Nacional de Bolivia, Instituto de Ecología
Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia



Revista Virtual REDESMA
agosto 2009
Vol. 3(2)

**Manejo Sostenible
de Bosques**

responsables

José Blanes
Diego De la Quintana

editora

Marthadina Mendizábal

consejo editorial

Carlos Arze
José Blanes
Marianela Curi
Eduardo Forno
Nicolo Gligo
José Leal
Pablo Pacheco
Rafael Navarro

diseño

Marcelo Pinto
Manuel Rebollo

foto de portada

Pantano de palmar, Madidi
cortesía
Proyecto Madidi-HNB-MBG

Índice

Prólogo:	
Bosques sustentables	5
Los dilemas de las políticas y el manejo forestal comunitario:	
Algunas reflexiones desde el caso Boliviano	9
Incentivos para la conservación de los Ecosistemas Forestales	17
Improving the effectiveness of interventions to balance conservation and development:	
A conceptual framework	35
Gestión social de ecosistemas forestales andinos	51
Modelo de Gestión Forestal para el Uso Sustentable de los Bosques Mediterráneos Chilenos	61
Land-use planning in Indonesia and Malinau	81

Prólogo

Bosques sustentables

por Marthadina Mendizabal¹

¹ Marthadina Mendizábal, Economista ambiental, tiene Maestrías de las Universidades La Sorbona y Católica de Chile. Es autora de diversos libros sobre temas ambientales.

Una vez más tenemos el agrado de presentar material seleccionado sobre manejo de recursos naturales... biológica, artificialmente renovables o agotables, dependiendo de la modalidad asumida para extraer recursos de los bosques. En esta oportunidad nos interesa el manejo sustentable o sostenible de los ecosistemas forestales que hacen parte de las capacidades ambientales ofertadas por nuestro planeta en los niveles locales y regionales.

El tema responde a una necesidad reiterada, producto de la influencia de procesos políticos, económicos y sociales: la deforestación continúa siendo un problema en todos los continentes, más aún porque no existen mecanismos efectivos que desincentiven la deforestación y en su lugar, estimulen el manejo. Una vez más, nuestra prioridad -sin que nos limitemos a ellas- es América Latina, puesto que el mayor peso de la deforestación mundial tiene lugar en este continente y el Caribe. Nos interesa por su mayor potencialidad para la absorción de gases invernadero y la altísima necesidad de este servicio para restablecer equilibrios del ecosistema terrestre. Pero también por su potencialidad para reducir la pobreza de comunidades rurales.

Paradójicamente, a pesar del mayor potencial de los bosques que proveen estos servicios, aún hay mucho por hacer para fortalecer las instituciones y la normativa.

En este marco, y concordante con los criterios de nuestros colaboradores, debemos aclarar que entendemos por sostenibilidad ecológica, la preservación de la estructura, función y diversidad genética y específica de los ecosistemas forestales. Tarea muy diferente a la sostenibilidad silvicultural, que está referida a la sostenibilidad de la capacidad productiva del bosque, propósito más factible siempre que se recurra

a técnicas de manejo forestal. Aclaración importante para delimitar el tema de interés de la Revista: las reservas forestales con todos sus componentes son muy importantes para garantizar la permanencia del sistema terrestre; pero en esta oportunidad no es el tema de la Revista. El tema central en este número es mantener el rendimiento de bosques con categoría de bosques productivos, con todas las connotaciones que ello conlleva.

Paralelamente, para propósitos del presente número se entiende por manejo forestal, la utilización controlada del recurso para obtener beneficios madereros y no madereros a perpetuidad con el objetivo básico de mantener la cubierta vegetal en el largo plazo y áreas de reserva apropiadas para la protección de la biodiversidad y otros propósitos ecológicos¹. En esta concepción de manejo forestal interesa de manera complementaria, la sostenibilidad económica que busca que el flujo de extracción de madera garantice un ingreso económico que se mantenga o crezca en el tiempo. La dimensión social es también importante y tiene que ver con la participación de la comunidad en el manejo y en la distribución de los beneficios generados, la descentralización de la gestión, la gobernabilidad, entre otros que han quedado fuera del alcance del presente número.

Las áreas señaladas arrastran tareas pendientes, en particular en países en desarrollo que poseen esta riqueza natural. Ejemplos de tales tareas son, la conjugación de la obtención de beneficios económicos con la sustentabilidad en el manejo de las especies de ecosistemas; la definición apropiada de derechos de propiedad y el manejo de conflictos por el uso de los diferentes componentes del ecosistema forestal; la

¹ Definición de la CEPAL

gestión comunitaria y las capacidades locales para esta tarea, entre otros.

Aún así, es innegable que los países han hecho progresos desde Río/92, desde cuando se ha multiplicado la generación de estudios, información, investigación y experiencias que demuestran que el aprovechamiento de los bosques no sólo debe, sino que puede ser ambientalmente sostenible pero también económicamente factible y socialmente justo; experiencias que también evidencian las ventajas de la gestión a nivel local en el contexto de la descentralización, y que justifican todo esfuerzo de planificación interactiva entre el gobierno y los usuarios locales de la tierra para potenciar el desarrollo regional. Los avances en las técnicas de aprovechamiento forestal con impacto reducido también han sido grandes y han ido acompañadas por diversos progresos en el campo de la normatividad y finalmente, la certificación forestal. Cabe puntualizar en esta tarea el progreso de Bolivia que se constituye en líder mundial en certificación voluntaria de bosques bajo el sello del Consejo de Manejo Forestal.

No puede dejar de mencionarse que técnicas como la valoración económica, si bien útil para ciertos propósitos, continúa siendo de efectividad dudosa, dada la subjetividad de toda aproximación monetaria que no sea aquella limitada al valor comercial de la madera; la valoración del conjunto de funciones y elementos que cumple y contiene un bosque difiere entre sociedades ricas y sociedades en proceso de desarrollo, y plantea el riesgo de llevar a las comunidades locales a negociaciones desiguales para las partes. La limitación de información continúa también siendo un escollo en este propósito; lo mismo que los servicios e incluso funciones ambientales aún desconocidos.

Pese a sus limitaciones, la valoración es útil como orientación para los tomadores de decisiones. El ries-

go de no valorar la riqueza forestal es, de continuar los ritmos de extracción funcionales al lucro individual, la ampliación de la frontera agrícola para opciones rentables, por ejemplo, relacionadas con los biocombustibles, o la necesidad de divisas provenientes de la exportación de madera con escaso valor agregado.

La gestión local del manejo adquiere relevancia para hacer efectiva la compensación de la explotación forestal por plantaciones, capital manufacturado, o por el desarrollo del recurso humano (educación y salud). La tarea es grande en particular en países con elevados índices de pobreza rural, donde el aprovechamiento productivo adquiere importancia para generar riqueza y contribuir a niveles de vida a los que legítimamente aspiran las poblaciones locales.

Otro tema importante es el de la propiedad de los bosques. Al respecto no podía dejarse de lado la conocida Tragedia de los Comunes de G. Hardin, como material de lectura para quienes aún no conocen a este controvertido autor; no para ponderar presuntas bondades de la propiedad privada -en este caso de los bosques-, sino para destacar la existencia de otros tipos de propiedad colectiva más apropiados en la búsqueda de sostenibilidad del manejo forestal. Más allá de toda discusión, todo parece indicar que el problema a resolver tiene más que ver con la gestión que con la propiedad; parece que la propiedad comunitaria y la gestión empresarial de los recursos naturales de bien común, pueden ser una buena combinación para beneficio mutuo.

Todos los elementos señalados hasta este punto son materia de políticas, tema clave para definir incentivos que orienten a las comunidades, o a empresas forestales, a ajustar los ritmos de extracción, de manera que garanticen su sostenibilidad en el tiempo... y por supuesto, a erradicar los incentivos perversos.

Hemos seleccionado material que también contribuye a desarrollar conciencia del significado ecológico del bosque, las especies vivas que tienen en el bosque, su hábitat; el rol en el secuestro de carbono y el calentamiento atmosférico; su valor como producto ecoturístico; la disponibilidad perpetua para fines comerciales, medicinales y de investigación científica, en fin. Los aportes de nuestros colaboradores incitarán a nuestros lectores a leer el contenido de la Revista.

Destacan algunos que señalan que, con excepción de Chile y Uruguay (Argentina y Brasil) la reducción de la superficie forestal en el resto de países de América Latina es enorme. Por otra parte, que si bien es cierto que las plantaciones en los países señalados pueden contrarrestar parcialmente la tala de bosques, el impacto ecológico del reemplazo de bosque nativo por plantaciones forestales es cuestionable. En esta misma dirección se señala que allí donde la superficie boscosa aumentó, lo hizo en virtud de incentivos y políticas con tal propósito, y que en algunos países es dudoso que el ritmo de plantación contrarreste con efectividad la deforestación.

Desde una perspectiva más económica, los trabajos señalan que en países donde se afirma que la extracción forestal no reduce la masa forestal de forma contundente, es porque tal extracción es selectiva... se saca los ejemplares de mayor valor económico y de esta manera, es el bosque el que están sometidos a una sistemática desvalorización.

También se muestra que el manejo de bosques continuará siendo en el futuro un desafío en particular en países donde la tenencia de la tierra no está del todo definida. El desafío será mayor si se considera la mayor demanda de combustibles (aceite de palma, soya y caucho, la agricultura industrial en fin), alimentos y materiales de construcción vinculados al crecimiento de la población humana.

En fin, se señala que algunos países tales como Bolivia, Brasil y Ecuador han concedido bosques en propiedad a comunidades indígenas; no obstante en estos países han prevalecido los conflictos por explotación ilegal de madera.

Estos y muchos otros temas están desarrollados en el presente número... otros han quedado para futuros números. Será de suma satisfacción para REDESMA si nuestros lectores encuentran suficiente material e información para enriquecer su formación profesional, su trabajo, la investigación, la formulación de políticas en fin. Queremos agradecer a todos nuestros colaboradores por su buena disposición para compartir sus experiencias, descubrimientos y su producción intelectual. En particular, deseamos agradecer de manera especial a nuestro colega Pablo Pacheco, destacado profesional boliviano que trabaja en CIFOR en Indonesia, y quien puso a disposición de la Revista, sugerencias y su propia producción intelectual. A Intercooperation que además de material a nuestra disposición nos brindó una colección de fotografías para nuestra Galería de Fotos, y que, al igual que muchos otros colaboradores a nivel personal e institucional, permiten que una vez más, entre todos logremos más en pro de la conservación, que si lo hacemos individualmente.

Los dilemas de las políticas y el manejo forestal comunitario: Algunas reflexiones desde el caso Boliviano

por Pablo Pacheco¹

¹ El autor es investigador del Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), Bogor, Indonesia.

E-mail: p.pacheco@cgiar.org

Este documento constituye la síntesis de una presentación preparada para la IV Reunión sobre Investigación Forestal “Hacia un Modelo de Manejo Forestal Comunitario”, que fue realizada del 3 al 5 de septiembre, 2008. Cobija, Bolivia.

Resumen

Este documento discute los principales dilemas de la política pública, en el contexto del paradigma del desarrollo sostenible, con sus ambiciones de avanzar simultáneamente en lograr un mayor desarrollo económico y reducción de la pobreza con conservación de los bosques. En la práctica, las políticas enfrentan diversos dilemas que llevan a favorecer algún objetivo sobre los otros, lo que también aplica al manejo forestal comunitario. Hasta ahora, las soluciones de política adoptadas para favorecer el desarrollo forestal y el manejo forestal comunitario en Bolivia no han logrado conseguir sus objetivos propuestos, y nuevas soluciones de políticas están emergiendo. No obstante, para avanzar hacia respuestas más consistentes, el debate de las políticas forestales precisa considerar explícitamente los dilemas del manejo forestal comunitario y la forma como las políticas públicas proponen resolver esos dilemas.

Abstract

This paper discusses the main dilemmas that public policies have to face in the context of the sustainable development paradigm given their goals of simultaneously achieving greater economic growth and poverty reduction with forest conservation. However, public policy decision-making in practice leads to emphasize some objective in detriment to the others, which also applies to community forestry management. As of today, the policies conceived to promote the development of the forestry sector and community forestry in Bolivia have not been able to fully achieve their proposed goals, and proposals for a new forest policy are emerging. Yet the dilemmas involving the development of community forestry have to be explicitly acknowledged in order to move towards a more consistent policy framework.

Palabras clave.- Bosques, desarrollo sostenible, conservación, manejo forestal sostenible, política forestal, manejo forestal comunitario.

Introducción

Las crecientes preocupaciones vinculadas con la reducción de la pobreza, sobre todo en las áreas rurales, y la conservación de los bosques ha puesto en evidencia dilemas importantes en la discusión sobre las perspectivas del desarrollo económico, y sobre la aplicación de políticas públicas o instrumentos de mercado para resolver esos dilemas (Munasinghe 1996; Panayotou 2003). Estas preocupaciones son el sustento del paradigma de desarrollo sostenible en la búsqueda de cómo conseguir objetivos múltiples que se traduzcan en beneficios tanto para el desarrollo

económico y de manera simultánea para la conservación y la reducción de la pobreza (United Nations 1992). Pese a la abundante pero poco concluyente retórica que envuelve este paradigma, muy atractiva para los gobiernos, poco se ha avanzado todavía en la práctica para conciliar los objetivos de crecimiento económico con equidad social y manejo sostenible de los recursos forestales porque ellos tienden a ser objetivos contradictorios en la práctica, los que en alto grado están mediados por una serie de condiciones económicas e institucionales que son difíciles de superar (Sachs 2004; Dovers and Handmer 1993).

Numerosos han sido los análisis emergentes sobre las posibilidades para conciliar el desarrollo económico con la conservación ambiental, y sobre sus implicaciones en la mejora del bienestar de las poblaciones. Estos análisis, por una parte, se han concentrado en observar las implicaciones del desarrollo en la conservación de los recursos naturales y, por otra parte, de la conservación con la reducción de la pobreza. Es importante sostener que no existen visiones comunes sobre el resultado de esas interacciones dependiendo de las perspectivas teóricas que se adoptan. En tanto algunos argumentan que conciliar desarrollo económico con conservación es posible, otros han argumentado que eso sólo se produce en algunas situaciones de interacciones específicas entre sociedades y medio ambiente (Tomich *et al.* 2005). De igual manera, mientras algunos sostienen que la conservación es compatible con la reducción de la pobreza (Mock 2005), otros son más cautos en afirmar que algunas sinergias son posibles (Wunder 2005).

Este artículo discute los principales dilemas de políticas en la procura de alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible en la práctica. En principio discute los dilemas más generales de las políticas vinculadas con el desarrollo en su concepción más general y, posteriormente, se concentra en discutir los principales dilemas de las políticas relacionadas con el manejo comunitario de bosques. Esto porque usualmente el manejo forestal comunitario es concebido como la mejor salida para armonizar los objetivos de desarrollo económico, con aquellos de generación de ingresos y empleo para las comunidades locales, con los de la reducción de la pobreza y la conservación de los bosques (Bray *et al.* 2005; Amaral *et al.* 2007). Aunque existen casos que proporcionan evidencias a favor de ese argumento, esa no parece ser la situación general. En el último tiempo han surgido algunas visiones disonantes más críticas al modelo de políticas aplicado en la región (Medina and Pokorny 2007; Pokorny and Johnson 2008; Kaimowitz 2002) sugiriendo que si se quiere que el manejo forestal cumpla con dichos objetivos se tienen que adoptar políticas públicas bastante diferentes a las que se están aplicando hasta ahora. Estas dos visiones plantean diferentes formulas para resolver los dilemas.

Este trabajo consta de cuatro partes incluyendo la introducción. La segunda parte discute brevemente los principales dilemas de las políticas públicas dentro del paradigma del desarrollo sostenible, mientras que, en ese contexto, la tercera parte discute los cinco dilemas principales de las políticas que rodean el manejo forestal comunitario. La cuarta parte presenta sintéticamente las principales conclusiones.

Un repaso a los dilemas más generales de la política pública

Las preocupaciones más generales de las políticas públicas están relacionadas principalmente con: cómo hacer para que se alcancen los objetivos del desarrollo sustentable, qué tipo de objetivos se deben priorizar para satisfacer las necesidades de los pobres rurales, cuáles son las escalas que deben incentivarse para la producción de bienes basados en recursos naturales, en qué tipo de mercados debe realizarse el valor de esos bienes, cómo deben integrarse las economías para producir mejor y distribuir de mejor manera los excedentes, cuáles son las arquitecturas institucionales para la toma de decisiones sobre los recursos naturales y cómo balancear lo productivo versus lo territorial.

Las preocupaciones arriba mencionadas plantean importantes dilemas de política en torno a los siguientes siete puntos: (1) la necesidad de contar con un Estado más fuerte o, por el contrario, mercados más desarrollados para favorecer procesos de crecimiento económico, (2) la importancia de privilegiar la obtención de ingresos monetarios versus la protección de las “redes de seguridad” de las poblaciones más pobres, (3) el fomento a operaciones a gran escala intensivas en capital versus actividades de pequeña escala y mas intensivas en mano de obra, (4) el desarrollo orientado hacia afuera en mercados externos más exigentes en calidad, o más hacia adentro, hacia mercados domésticos menos exigentes, (5) la construcción de cadenas integradas verticalmente concentradoras de ingresos pero competitivas o de relaciones horizontales con costos de transacción mayores

pero mejor redistribuidoras del ingreso, (6) el reforzamiento de arquitecturas institucionales más centralizadas para facilitar los procesos de toma de decisiones sobre los recursos, o más descentralizadas con mayores posibilidades de participación social pero también mayores riesgos de captura de las élites, y (7) entre visiones que favorecen lo productivo o las que privilegian el desarrollo territorial donde los recursos no se valoran por su importancia económica sino por sus funciones eco-sistémicas.

Aunque en teoría no existen salidas fáciles a esos dilemas, la práctica ha hecho que las soluciones adoptadas sean relativamente simples, aunque es dudosa la eficacia de esas soluciones para cumplir con los objetivos del desarrollo sostenible en sus diferentes dimensiones. Por ejemplo, en Bolivia la solución se inspiró en las formulas de ajuste estructural que sugirieron la reducción del Estado y el privilegio de los mercados, principalmente los mercados de exportación como el motor para el desarrollo del sector forestal, que debería sostenerse basado en el aprovechamiento forestal de gran escala, y mejor con una industria forestal integrada verticalmente (Taylor *et al.* 2002; CFB 2000). Aunque se promovió una estructura institucional más descentralizada involucrando a los gobiernos municipales, las principales decisiones sobre la gestión forestal se mantuvieron en el nivel central (Pacheco 2005) y, antes que favorecer un modelo de desarrollo territorial se favoreció un esquema que alentó el desarrollo productivo forestal maderero, incluso dentro de las tierras de indígenas y comunidades rurales que adquirieron derechos sobre los bosques (Cronkleton and Pacheco 2008; Benneker *et al.* 2005). Esta opción resolvió el dilema del desarrollo privilegiando una vía empresarial, de manejo comercial en gran escala y orientada a los mercados externos. Este modelo se ha aplicado de forma casi uniforme para actores forestales que son heterogéneos (Pacheco 2007c). Los resultados obtenidos en las comunidades han sido bastante contradictorios.

Los dilemas de política frente al manejo forestal comunitario

Entre las principales críticas a ese modelo adoptado de desarrollo territorial está que se ha concentrado excesivamente en el manejo de bosques para la producción de madera, olvidando que los bosques cumplen múltiples funciones, que ha alentado la concentración de las rentas forestales en grupos de intermediarios y madereros locales que controlan los mercados locales, y que ha favorecido la concentración de beneficios en unas pocas empresas forestales integradas verticalmente con acceso a los mercados externos, de donde derivan sus principales ganancias con bajos impactos redistributivos a lo largo de la cadena de valor, además que ha hecho que las comunidades indígenas y campesinas tiendan a descapitalizarse de sus recursos forestales (Pacheco 2007b). Esta visión está en línea con los críticos de la visión del manejo forestal sostenible aplicado a comunidades que tiene a las mismas como proveedoras de materia prima en cadenas de valor integradas verticalmente a los mercados de exportación (Molnar *et al.* 2007), sugiriendo que existe la posibilidad de adoptar políticas alternativas para incentivar modelos diferentes de organización empresarial para el manejo de bosques y bajo formas diferenciadas de acceso a los mercados forestales (Scherr *et al.* 2002).

La adopción de un modelo diferente al aplicado en Bolivia plantea nuevos dilemas de política para encarar el manejo comunitario de bosques, dilemas que no han sido hechos explícitos hasta ahora y, más bien, se han mimetizado en discusiones donde las principales preocupaciones han sido las del manejo sostenible de los bosques (Chávez *et al.* 2003), los logros obtenidos con la certificación forestal voluntaria (Quevedo 2004), o aquellas que destacan los avances en los derechos de los actores locales con la democratización en el acceso a los derechos forestales (Cronkleton and Alborno 2004). Si bien tales discusiones son importantes, tienden a descuidar la atención sobre otros puntos que son centrales para pensar el futuro del manejo forestal comunitario. Entre estos están los dilemas de las políticas sobre: (1) el logro del bienestar en el corto plazo versus el manejo forestal en el largo plazo, (2) la gestión co-

lectiva de bosques versus el bienestar individual, (3) la posibilidad de acumular ganancias en situaciones de marginalidad respecto a los mercados, (4) la formalización del manejo forestal versus el manejo local informal, y (5) la modernización productiva forestal versus la gestión territorial. Estos dilemas son centrales para el desarrollo del manejo comunitario de bosques. A continuación se analiza con detenimiento cada uno de ellos.

Bienestar en el corto plazo versus manejo forestal de largo plazo

En muchos casos, las familias -usualmente las mejor conectadas a mercados- que consiguen mayor bienestar social lo hacen a costa de la degradación de sus bosques, lo que lleva a que conviertan sus tierras forestales a usos agrícolas, algunas de ellas mejorando sustancialmente sus ingresos en comparación con aquellas que dependen de recursos forestales que se encuentran en regiones más alejadas. Esto pone en duda la contribución efectiva de los bosques para ayudar a las comunidades locales a salir de la pobreza siendo que además las poblaciones forestales más pobres que dependen de recursos forestales -usualmente productos no maderables con poco valor en el mercado- son las que se encuentran más aisladas (Wunder 2005). Este argumento cuestiona la idea que existan sinergias positivas entre conservación y reducción de la pobreza. Desde una perspectiva contraria, se argumenta que muchas de las acciones de conservación tienen un efecto contrario en la reducción de la pobreza, pero existen excepciones (Fisher *et al.* 2005). Esta posición es disputada por trabajos que perciben interacciones positivas entre conservación y reducción de la pobreza en regiones donde existirían recursos forestales abundantes que dan lugar a actividades económicas rentables (Stoian and Rodas 2006).

Manejo colectivo de bosques versus acceso individual a la tierra

El manejo de los bosques para ser rentable precisa ser realizado en superficies relativamente grandes para obtener una mayor productividad y bajar los costos operativos de la implementación del aprovechamiento

forestal planificado (Pattie 2008), además de garantizar ciclos de rotación adecuados para permitir la regeneración de los bosques. Existen algunas comunidades que están en condiciones de estructurar las instituciones para hacer manejo forestal colectivo, pero otras fallan en ese intento porque no cuentan con las capacidades económicas y sociales para adaptar sus instituciones (Pacheco 2007a), ni con el apoyo externo apropiado para construir su capital social. Entre los desafíos más importantes están, primero, la posibilidad de mantener reglas claras para el acceso a las tierras comunitarias, segundo, para organizar el aprovechamiento de esos recursos, y tercero distribuir los beneficios económicos resultantes de los mismos. En ese contexto, las familias usualmente optan por salidas individuales para acceder y manejar sus recursos forestales haciendo más difícil derivar beneficios del manejo de bosques de forma sostenible por problemas de escala, intensidad y regeneración. Esto deja una importante disyuntiva a las políticas de titulación: si hacerla de forma colectiva o individual, y para efectivizar el control del manejo forestal y de uso de la tierra.

Posibilidades de acumulación capitalista en las fronteras del mercado

Usualmente muchas de las comunidades que todavía cuentan con recursos forestales operan en las fronteras del mercado, lo que se caracteriza por dos situaciones: primero, porque los mercados son poco transparentes y usualmente dominados por uno o muy pocos compradores que influyen en la fijación de precios que llevan a intercambios desiguales; por otra parte, porque las comunidades tienen a adoptar todavía una economía mixta, parte orientada al mercado y parte orientada a la subsistencia. En este contexto ninguna política orientada completamente a reforzar los vínculos de esas economías con el mercado va a funcionar, ni tampoco lo harán aquellas que intentan evitar esos intercambios desiguales.

En estos contextos es difícil imaginar, por un lado, una acumulación primitiva de capital basada en el aprovechamiento de la madera y, por otro, que las comunidades dejen de intervenir sus bosques porque tienen otros medios de subsistencia puesto que ade-

más en estos contextos se desarrollan vigorosos mercados informales (Pacheco *et al.* 2008). Estos dos factores trabajan en sentido contrario para hacer posible el manejo comunitario de los bosques. El drama es que a medida que se produce una mayor articulación con los mercados se produce también un proceso más rápido de conversión de tierras a usos agrícolas.

La formalización del manejo forestal versus el manejo local informal

Aunque es el pensamiento dominante que todas las prácticas forestales deben ser formalizadas como una forma de asegurar la aplicación de buenas prácticas de manejo, también se argumenta que esto no funciona si es que no se crean condiciones de mercado que beneficien a los más pobres -incluyendo productos no maderables y servicios ambientales- mejorando su capacidad de negociación (Scherr *et al.* 2002); además, si es que no se remueven las barreras institucionales que discriminan a las poblaciones locales porque les imponen costos para el uso de sus recursos que no están en condiciones de pagar (Kaimowitz 2002), así como en la mejora del poder de decisión de los grupos locales sobre la base de sus formas de gobierno local (Ostrom 1999). En contextos donde eso no es posible, lo más probable es que la imposición de esquemas de gestión a las comunidades solo resulte en mayor informalidad (Pacheco *et al.* 2008), aunque algunos ya han prevenido que la flexibilización no es una solución (Ibarra 2008).

La modernización productiva en el contexto de la gestión territorial

Existe una tentación muy fuerte a considerar que, para mejorar la productividad del manejo forestal, las comunidades deben mejorar su capacidad de desarrollo organizacional y de organización para la producción enfocando primordialmente el manejo forestal maderero (Chávez *et al.* 2003). No obstante, ello olvida que las economías comunitarias implementan estrategias más complejas de uso de recursos en sus territorios. El fortalecimiento de las instituciones basadas en el aprovechamiento maderero puede en algunos casos, debilitar la institucionalidad existente para la gestión del territorio incluyendo la definición

de las normas de acceso, de uso y sanción del manejo forestal, y de exclusión. En otros casos, sin embargo, el desarrollo de capacidades para el manejo forestal maderero puede ayudar a introducir organizaciones empresariales de producción, y desarrollar capacidades de negociación en los mercados. Esto coloca sobre la mesa viejas discusiones sobre las contradicciones entre tradición y modernidad.

A manera de conclusiones

Las salidas para resolver los dilemas presentados aquí no son fáciles, aunque la investigación disponible apunta a señalar que las soluciones esquemáticas -adoptadas usualmente por la política forestal- posiblemente no van a conseguir buenos resultados. Los dilemas de las políticas tendientes a estimular el manejo forestal comunitario planteados en este artículo, en el marco de los desafíos de las políticas para el desarrollo más general también propuestos aquí, sugieren que es importante pensar en la adopción adaptativa de un paradigma de desarrollo forestal comunitario que favorezca una visión de desarrollo territorial, que promueva esquemas más plurales de manejo de bosques que valoren la diversidad de las prácticas de aprovechamiento desarrolladas por las comunidades, y que sea más descentralizado, alentando la toma de decisiones de gestión sobre los bosques en el nivel local. Esto supone no sólo desarrollar mercados más transparentes sino contar con un Estado más activo en la promoción del desarrollo forestal que salga del refugio en el que ha sido colocado por los proponentes del libre mercado y que facilite la resolución de estos dilemas por las propias comunidades.

Referencias bibliográficas

- [1] **Amaral, P., N. M. Amaral, F. Nava, and K. Fernandez.** 2007. *Manejo Comunitário na Amazônia Brasileira: Avanços e perspectivas para a conservação da florestal*. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro.
- [2] **Benneker, C., J. Bejarano, and M. Coca.** 2005. *Experiencias de manejo forestal comunitario en Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: CEADES, SNV.
- [3] **Bray, D. B., L. Merino-Pérez, and D. Barry.** 2005. *The community forests of Mexico: Managing for sustainable Indscapes*. Austin, Texas: University of Texas Press.
- [4] **CFB.** 2000. *Elaboración del Plan Estratégico para el Desarrollo Forestal de Bolivia. Borrador del Capítulo de Diagnóstico de la Situación Actual*. Santa Cruz, Bolivia: Cámara Forestal de Bolivia.
- [5] **Chávez, J. C., M. Castro, D. Leguia, and T. Muñoz.** 2003. *Caso Bolivia. El manejo forestal: plataforma de un sector productivo sostenible*. La Paz: Consultores en Desarrollo Global, Centro Boliviano de Estudios Multidisciplinarios.
- [6] **Cronkleton, P., and M. A. Albornoz.** 2004. *The Diversity of Community Forestry in Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- [7] **Cronkleton, P., and P. Pacheco.** 2008. *Communal tenure policy and the struggle for forest lands in the Bolivian Amazon*. In The 12th Biennial Conference of the The 12th Biennial Conference of the International Association for the Study of Commons. Cheltenham: IASCP.
- [8] **Dovers, S., and J. Handmer.** 1993. *Contradictions in Sustainability*. *Environmental Conservation* 20 (3):217 - 222.
- [9] **Fisher, R. J., S. Maginnis, W. J. Jackson, E. Barrow, and S. Jeanrenaud.** 2005. *Poverty and conservation: Landscapes, people and power*. Zurich, Switzerland: The World Conservation Union, IUCN.
- [10] **Ibarra, E.** 2008. *Análisis del marco legal para el manejo forestal por pequeños productores rurales en la Amazonia Ecuatoriana*. Belem, Para.
- [11] **Kaimowitz, D.** 2002. *Pobreza y Bosques en America Latina: Una Agenda de Acción*. *Revista Forestal Centroamericana*:13-15.
- [12] **Medina, G., and B. Pokorny.** 2007. *Avaliação financeira do manejo florestal comunitário*. Brasília: IBAMA/ProManejo.
- [13] **Mock, G.** 2005. *World Resources 2005: The Wealth of the Poor: Managing ecosystems to fight poverty*. Washington, DC: UNDP, UNEP, The World Bank, World Resources Institute.
- [14] **Molnar, A., M. Liddle, C. Bracer, A. Khare, A. White, and J. Bull.** 2007. *Community-based forest enterprises in tropical forest countries: status and potential*. Washington DC: ITTO/RII/Forest Trends.
- [15] **Munasinghe, M.** 1996. *Environmental impacts of Macroeconomic and sectoral policies*. Washington DC.: ISEE-World Bank-UNEP.
- [16] **Ostrom, E.** 1999. *Self-governance and forest resources. Occasional paper No. 20*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- [17] **Pacheco, D.** 2007a. *An institutional analysis of decentralization and indigenous timber management in Common-Property areas of Bolivia's lowlands*, Indiana University, Bloomington, USA.
- [18] **Pacheco, P.** 2005. *Decentralization of forest management in Bolivia: who benefits and why?* In The politics of decentralization: forests, people and power, eds. C. Colfer and D. Capistrano, 166-183. London: Earthscan.
- [19] ———. 2007b. *El nuevo régimen forestal boliviano: una mirada retrospectiva a diez años de su implementación*. *Recursos Naturales y Ambiente* 49:58-67.

- [20] ———. 2007c. *Enfoques forestales homogéneos para actores diversos: la encrucijada del manejo de bosques en Bolivia*. Documento de Trabajo. La Paz, Bolivia: PNUD.
- [21] Pacheco, P., D. Barry, P. Cronkleton, and A. Larson. 2008. *The role of informal institutions in the use of forest resources in Latin America*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- [22] Panayotou, T. 2003. *Economic growth and the environment*. Cambridge, MA: Harvard University and Cyprus International Institute of Management.
- [23] Pattie, P. 2008. *Coloquio Forestal II. Manejo forestal versus deforestación: incentivos y desincentivos económicos y legales*. Santa Cruz: Proyecto BOLFOR II.
- [24] Pokorny, B., and J. Johnson. 2008. *Community forestry in the Amazon: The unsolved challenge of forests and the poor*. In Natural Resources Perspective No. 112. London: Overseas Development Institute, ODI.
- [25] Quevedo, L. 2004. *Forest certification in Bolivia*. Paper read at Certification symposium, at New Haven, Connecticut, USA.
- [26] Sachs, I. 2004. *Desenvolvimento: incluyente, sustentável, sustentado*. Rio de Janeiro: Garamond.
- [27] Scherr, S. J., A. White, and D. Kaimowitz. 2002. *A New Agenda for Forest Conservation and Poverty Reduction: Making Markets Work for Low-Income Producers*. Washington DC, USA: Forest Trends, CIFOR, IUCN.
- [28] Stoian, D., and A. Rodas. 2006. *Community forest enterprise development in Guatemala: A case study of Cooperativa Carmelita R.L.* San Jose, Costa Rica: ITTO, Forest Trends, Rights and Resources Initiative. CATIE-CECOeco.
- [29] Taylor, G., J. Nittler, and I. Kraljevic. 2002. *Global initiatives, public policies and private forestry in Bolivia: lessons to date and remaining challenges*. In *Forest Policy for Private Forestry*, eds. L. D. Teeter, B. Cashore and D. Zhang. Wallingford Oxon UK: CABI Publishing.
- [30] Tomich, T. P., A. Cattaneo, S. Chater, H. J. Geist, J. Gockowski, D. Kaimowitz, E. F. Lambin, J. Lewis, O. Ndoye, C. Palm, F. Stolle, W. Sunderlin, J. F. Valentim, M. van Noordwijk, and S. A. Vosti. 2005. *Balancing agricultural development and environmental objectives: assessing tradeoffs in the humid tropics*. In *Slash and burn: the search for alternatives*, eds. C.A. Palm, S. A. Vosti, P.A. Sanchez, P. J. Ericksen and A. S. R. Juo. New York, USA: Columbia University Press.
- [31] United Nations. 1992. *Report of the United Nations Conference on Environment and Development*. Rio de Janeiro, 3-14 June 1992.
- [32] Wunder, S. 2005. *Poverty alleviation and tropical forests: what scope for synergies?* In *Forestry and development*, ed. J. Sayer. London: Earthscan.

Incentivos para la conservación de los Ecosistemas Forestales¹

por Xavier Izko y Diego Burneo²

¹ Tomado del libro “Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos” publicado por el Programa de Conservación de Bosques, Oficina Regional para el Sur, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, UICN Sur

² UICN Sur

Resumen

La valoración económica de los recursos forestales es un instrumento importante para la toma de decisiones y para orientar los incentivos en la dirección deseada. Los incentivos económicos buscan promover comportamientos positivos y desalentar actividades dañinas en relación al uso de los bosques. La información es clave en esta tarea, lo mismo que el desarrollo de capacidades y la educación ambiental. El artículo describe instrumentos válidos para la gestión forestal, sus ventajas y desventajas, así como procesos de implementación aplicables para la gestión de los bosques.

Abstract

Economic valuation of forestry resources is an important instrument for decision making and for orienting incentives towards the desired direction. Economic incentives seek to promote positive behaviors and discourage harmful activities related to the use of forests. Information is a key component of this task, as well as building capacities and environmental education. The article describes valid tools for forestry management, its advantages and disadvantages, as well as implementation processes applicable for forestry management.

Palabras clave.- Valoración económica, ecosistema, instrumentos económicos, pluridimensionalidad, áreas deforestadas, disonancia cognitiva, cultura de manejo, capacidad de carga social.

Se ha realizado un gran progreso en los últimos años para desarrollar métodos de valoración apropiados, por lo que la valoración económica de los ecosistemas forestales constituye un instrumento fundamental para asegurar que el proceso de toma de decisiones esté bien informado y orientado, a la vez que puede contribuir poderosamente a la educación de los actores y del público en general. Como reconoció la IV Conferencia de las Partes del Convenio sobre Diversidad Biológica (1998), “la valoración económica de la biodiversidad y de los recursos biológicos es una importante herramienta para elaborar medidas de incentivo bien orientadas y calibradas”.

En este sentido, la valoración económica no constituye un fin en sí misma, sino que es funcional a su apropiada activación para la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas. La valoración económica de los ecosistemas forestales constituye, por lo tanto, un insumo para la toma de decisiones en el nivel político. Adicionalmente, una valoración apropiada puede estimular comportamientos tendientes a preservar, o usar sosteniblemente, el recurso valorado.

Sin embargo, la sola valoración puede ser insuficiente para promover la efectiva conservación del bien o

servicio valorado, por lo que es aconsejable proceder a elaborar medidas formales de incentivo. Por otra parte, no todo puede ser valorado, por lo que la valoración económica puede resultar insuficiente. En este caso se deberán utilizar otras medidas o una combinación de varias de ellas. La valoración económica puede ser también el puente para la activación de un incentivo de naturaleza no económica; por ejemplo, la valoración de un determinado bien o servicio, o de la biodiversidad en sí, permite constatar dicho valor y aplicar una medida pertinente para preservarlo, aunque no sea de naturaleza estrictamente económica (regulación, subsidio).

Una medida de incentivo es un instrumento económico o legal, inscripto en un marco de política, diseñado para promover comportamientos positivos o desalentar actividades dañinas (incentivo negativo). Como veremos, los incentivos incluyen medidas sociales e institucionales (participación de los actores, creación de capacidades, fortalecimiento institucional, provisión de información), además de los instrumentos formales de política (V Conferencia de las

Partes del CDB, mayo de 2000). Los incentivos (y desincentivos) pueden agruparse en directos (en efectivo o en especie) e indirectos (medidas fiscales, provisión de servicios, factores sociales) (McNeely, 1988).

Una clasificación alternativa es la propuesta por Young (1996), que distingue entre tasas, medidas de “comando y control” y mecanismos institucionales. Huber *et al.* proponen también una taxonomía de instrumentos de política aplicables a la gestión ambiental en general (Acquatella, 2001), y distinguen entre:

1. Regulaciones y sanciones;
2. Cargos, impuestos y tarifas;
3. Incentivos y financiamiento;
4. Creación de mercados;
5. Intervención en la demanda final - regulación informal;
6. Legislación - responsabilidad por daños.

Incentivos que estimulan el uso sostenible y la conservación de los ecosistemas forestales

Incentivos económicos:

- Estímulos productivos que sustituyen usos depredadores
- Cargas impositivas, compensaciones y tasas ambientales
- Creación de mercados y asignación de derechos de propiedad bien definidos
- Reforma o remoción de subsidios perversos

Regulaciones y fondos:

- Estándares, regulaciones y restricciones de acceso
- Fondos ambientales y financiamiento público

Incentivos contextuales de carácter socioinstitucional:

- Provisión de información, creación de capacidades científicas y técnicas
- Valoración económica
- Fortalecimiento institucional e involucramiento de los actores

En el caso de los bosques, los incentivos más aconsejables (OCDE, 1999b) son los que incorporan incentivos económicos, regulaciones, fondos e “incentivos contextuales” de carácter socioinstitucional, relacionados con el contexto de elaboración e implementación.

Cómo implementar las medidas de incentivo - incentivos contextuales

Una premisa importante: lo público y lo privado

El mayor reto en la implementación de incentivos es probablemente el hecho de que la biodiversidad forestal abarca tanto la esfera pública como la privada, por lo que ambas tienen que ser consideradas en un sistema de incentivos (OCDE, 1999b). Con relación a la esfera privada, una política apropiada deberá comenzar por establecer y hacer cumplir derechos de propiedad bien definidos sobre recursos claramente identificados, lo que inducirá a maximizar el valor presente neto de todos los futuros beneficios derivados de estos recursos.

Con relación al acceso abierto, los derechos de propiedad representan una significativa mejora. Sin embargo, los propietarios privados solo suelen prestar atención a aquellos valores que son apropiables en forma privada, sobre todo los valores de uso directo y algunos servicios. Muchos valores asociados a valores de uso indirecto y a la diversidad biológica, como el valor de existencia, no pueden ser apropiados privadamente ni reflejados en los mercados, al ser demasiado complejos y difusos. Por lo tanto, no tenderán a reflejarse en las decisiones de los propietarios privados, salvo en aquellos casos en que los valores públicos - vinculados a la sociedad como un todo - estén intrínsecamente asociados a los privados.

No existe un solo mercado en el que un bosque tropical reciba todo su valor. Los instrumentos basados en el mercado son a menudo los más efectivos en términos de costo y los más eficientes para estimular el uso sostenible, pero en muchos casos es necesario recurrir también a regulaciones y restricciones a fin

de asegurar un nivel apropiado de conservación. Sin embargo, todo ajuste en los comportamientos que implique pasar de un uso insostenible a uno sostenible traería beneficios públicos, pero crearía también costos en términos de pérdidas privadas, lo que requiere de medidas adicionales para compensar esas pérdidas y, al mismo tiempo, hacer reconocer el valor de existencia de los ecosistemas.

Elementos necesarios para implementar incentivos

En este marco, la pluridimensionalidad de la biodiversidad forestal requiere enfoques que tengan en cuenta todos los factores relevantes, considerando además la existencia de múltiples actores. Existen tres elementos particularmente cruciales para la implementación exitosa de los incentivos (a) el suministro de información; (b) la creación de capacidades institucionales y técnicas y (c) el involucramiento de las poblaciones locales.

Aunque importantes, este conjunto de variables despliega una serie de inquietudes que no pueden ser resueltas dentro de los límites del presente documento. Se consignan aquí solamente los principales aspectos relacionados con la dimensión socioinstitucional y las culturas de los actores.

a. Información

La falta de información constituye una de las principales barreras para la aplicación de incentivos apropiados:

- El primer paso para diseñar políticas apropiadas es la recolección de información sobre las características de los recursos amenazados, las presiones a que están expuestos y los beneficios que proporcionan. La información científica de alta calidad es necesaria en un análisis global de la biodiversidad y en el diseño de determinados incentivos, pero no es requerida en cada caso ni en todas las etapas del proceso (ver más adelante);

- Adicionalmente, es importante calcular el tiempo y los recursos necesarios para obtener esta información, así como anticipar la posibilidad de que estos costos sean devueltos a lo largo del proceso de implementación del incentivo;
- Esta información deberá contribuir al diseño de las medidas más apropiadas y de sus estrategias de implementación, reduciendo los costos de aplicación, cumplimiento y monitoreo de las mismas, así como el riesgo potencial de aplicar medidas inapropiadas;
- Dentro de esta información, es esencial enfocar la naturaleza del incentivo y sus efectos. Monitorear las respuestas a la medida durante y después de su implementación, es también una parte importante de la política;
- Finalmente, se deberá procurar una adecuada diseminación de esta información entre los actores involucrados.

b. Creación de capacidades

La creación de una capacidad adecuada para el diseño, implementación, monitoreo y puesta en práctica de la medida es esencial para su éxito. El proceso de generación de capacidades implica los siguientes pasos:

- Creación de un marco legal e institucional apropiado para implementar las medidas.
- Creación de competencia conceptual para entender la naturaleza de los factores que intervienen, así como el alcance de los incentivos; con todo, el asesoramiento de expertos no es requerido de manera continua, sino que basta crear la estructura apropiada para poder recurrir al conocimiento científico en momentos críticos (involucramiento en el diseño del instrumento; participación en un consejo científico asesor después).
- Entrenamiento formal del equipo encargado de diseñar e implementar la medida, en los aspectos científicos y económicos básicos

relacionados con la conservación y uso sostenible.

- Creación de capacidades de los actores locales: en situaciones de descentralización de la toma de decisiones, el fortalecimiento e involucramiento de los actores locales requiere la provisión de información, apoyo legal y técnico, y capacitación en planificación, toma de decisiones, gestión administrativa y seguimiento-monitoreo.
- Junto con la creación de capacidades, juega un papel fundamental la educación ambiental.

Además de permitir acceder a nuevas actitudes y formas de valoración del ambiente, la educación ambiental puede ayudar a controlar las presiones sobre los bosques, “sosteniendo” el proceso productivo hasta empalmar con el mejoramiento económico (incentivos directamente productivos), que puede seguir retroalimentando.

c. Involucramiento de los actores locales y fortalecimiento institucional

Existen distintas formas de aproximación al análisis de los actores. Entre ellas, el denominado “análisis de actores involucrados” es particularmente útil para identificar el papel que individuos o grupos pueden desempeñar con relación al proceso de definición y aplicación de incentivos, ya sea en términos de influir en el éxito de las actividades programadas o de los efectos que las medidas de incentivo pueden tener sobre ellos.

Este tipo de análisis se concreta en una matriz donde consta la identificación de los actores, su mandato o misión, su posicionamiento e intereses, las capacidades o fuerzas movilizables y el apoyo u oposición a un determinado proyecto, además de algunas características específicas funcionales al análisis estratégico de fuerzas.

En este sentido, se requiere presentar de manera apropiada los beneficios de las medidas de incentivo, identificar las actividades que pueden perjudicar o los conflictos que pueden desatar, y programar los cambios y ajustes requeridos, bien sea en los actores o en

las propias medidas. En forma paralela, es importante definir bien las estrategias para obtener apoyo y reducir obstáculos (tipo de información requerida, grado de importancia y modalidades de involucramiento de cada tipo de actores en el proceso de planificación, posibles influencias de terceros, etc.), prestando atención a factores como la habilidad de unos actores de influir en el comportamiento de los otros o de presentar sus reclamos particulares como “los” reclamos del grupo (ver más adelante).

La participación y las culturas institucionales

Estos son algunos de los principales aspectos a considerar con relación al involucramiento de los actores y sus correspondientes culturas institucionales.

a. Participación local

La participación de los actores y la consideración de sus intereses es crucial para el éxito o fracaso de un incentivo, ya que ellos son al mismo tiempo los beneficiarios inmediatos de los bienes y servicios forestales, y los que ejercen presiones sobre ellos. En este sentido, son también los que más pueden ganar o perder en el mantenimiento de la biodiversidad forestal. Revisemos algunas evidencias acerca de los procesos participativos, con relación al tema que nos ocupa.

Las percepciones de los actores locales constituyen el punto de partida imprescindible del proceso participativo. La cultura de las poblaciones locales es el punto de acceso a su valoración de los recursos naturales y permite identificar otras valoraciones distintas de lo ambiental, que pueden redefinir o, al menos, complementar las percepciones externas. Por otra parte, la atención a las representaciones y prácticas de la gente permite adecuar, de manera pedagógica, los aportes externos, particularmente en situaciones de ausencia de conocimientos tradicionales. Así, en las cejas de selva de las estribaciones orientales de Ecuador, ampliamente deforestadas con fines ganaderos, el valor objetivo inmediato que puede ser asignado a un recurso como el agua con fines agropecuarios

o de consumo humano, no es necesariamente compartido por las poblaciones locales, cuyo mayor deseo es que deje de llover para que las vacas no se hundan en el lodo; en este sentido, el agua es susceptible de ser valorizada en función de propuestas como la piscicultura o la construcción de una futura represa, mientras se exploran otras posibles vías para la valoración del ecosistema.

Evidentemente, el proceso de uso sostenible exigirá un acercamiento gradual de las percepciones actuales de la gente a los usos ideales del ecosistema, pero también la redefinición de las visiones externas y su adecuación a los ritmos locales.

Pero la participación no es un hecho lineal (del conocimiento de la gente a la solución de los problemas), sino que se estructura a partir de una serie de aproximaciones sucesivas y diferenciadas a la gente y a su entorno cultural y comunitario. Entre ellas, una adecuada “tecnología social” en la definición e implementación de formas pertinentes de acercamiento, la reconstrucción de las condiciones de participación comunitaria, la relación de los conocimientos con sus correspondientes prácticas, la identificación del elemento dinamizador/activador de la participación), etc.

Es importante considerar los límites del conocimiento y de las prácticas locales. Los ecosistemas encierran posibilidades de valoración adicionales a las proporcionadas por el conocimiento tradicional. Por otra parte, el saber tradicional ha pasado frecuentemente por un proceso de deterioro, o no es ya completamente funcional a una naturaleza degradada, porque no ha podido evolucionar y adecuarse a las nuevas exigencias. Es también frecuente, aún en comunidades tradicionales, la irrupción de cambios exógenos que escapan a la memoria del grupo y, al mismo tiempo, la interrumpen. Este conjunto de situaciones exige el recurso complementario a formas alternativas de conocimiento (Izko, 1995, 2002).

Sin embargo, tanto la generación externa de conocimientos como la intervención exógena planificada poseen precisas condiciones en las que se legitiman:

- Inscribirse en el marco de un proceso apropiado de comunicación intercultural entre los actores externos y la gente, o entre poblaciones indígenas y poblaciones de colonos, cuyos conocimientos no posibilitan prácticas apropiadas de manejo;
- Incluir la devolución cuidadosa de conocimientos y resultados, como instancia de validación y como puente hacia las prácticas, de manera que permita la apropiación, por parte de los actores, de los conocimientos generados;
- En el caso de la intervención planificada, ser funcional a la existencia de procesos de “disonancia cognitiva” (divergencia entre los ideales normativos y las prácticas reales, frecuente en procesos de cambio), de manera que ayude a recrear una apropiada consonancia (Izko, 1997b).

También es importante tener en cuenta que existen instancias formales e informales que organizan la participación local. Con relación a ellas, esta participación debe ser selectiva y diferenciada: no toda la gente que es afectada por las medidas tiene por qué participar automáticamente en la formulación de la política, que puede ser delegada a representantes, aunque sí es importante para el éxito de las medidas que la gente esté bien informada de todas las etapas del proceso y de sus resultados, que se sienta afectada positivamente por la implementación del incentivo y que participe en el proceso de implementación (proyecto concreto de valoración de un determinado bien o servicio, constitución de comités de vigilancia y seguimiento, etc.).

Otra condición básica para que la gente participe activamente en la conservación del medio ambiente es que tenga la autoridad y la responsabilidad para hacerlo. De hecho, una gran parte de la presunta “falta de cuidado” ambiental se debe al hecho de que la gente no se siente responsable o no tiene el poder para actuar, lo que está vinculado a la revisión de las bases legales para este involucramiento, incluyendo la asignación de derechos de propiedad o de uso pre-

cisos y a la delegación efectiva de tareas a medida que se consolidan capacidades.

La distribución de los beneficios y la equidad social constituyen también condiciones para la sostenibilidad del desarrollo (ver más adelante). Al mejorar el nivel de educación y el acceso a capital y a medios de producción de los pobres rurales, incluyendo la transformación local de algunos productos, se ponen las bases para que un mayor número de personas disminuya sus presiones sobre los bosques (a menudo, el único “capital” disponible), mejorando a la vez sus condiciones de vida y su autoestima.

En general, además de la sostenibilidad ecológica, existen una serie de criterios socio-económicos para definir la sostenibilidad de los usos a lo largo del proceso desarrollo, desde la investigación participativa y la identificación conjunta de alternativas con la gente, partiendo de su peculiar “cultura de manejo” hasta la ejecución y evaluación compartidas. Este proceso incluye aspectos como un adecuado “ahorro” organizativo en la asignación de responsabilidades y distribución de beneficios para evitar el colapso de la “capacidad de carga social”, y la promoción de formas de capitalización local en función de las características de cada comunidad.

También se deben propiciar procesos de elaboración normativa, lo que implica la concertación del conjunto de actores sociales para definir regulaciones compartidas, a propósito de recursos escasos o estratégicos, identificando incentivos y sanciones y activando controles sociales apropiados para su cumplimiento. Pero los actores locales no están solos, sino que tienen frente a sí a una serie de interlocutores, en particular el Estado, las ONGs y las empresas que se analizan a continuación.

b. La cultura institucional estatal

Las funciones del Estado están evolucionado claramente en toda la región desde un rol de planificación centralizada del desarrollo, con un fuerte componente de intervención y promoción directa del crecimiento económico (el Estado “protector”), hacia una gestión caracterizada por la reducción del tamaño del Estado,

la privatización y la descentralización. De hecho, como hemos señalado, conviene tener en cuenta que, para asegurar el éxito de las medidas de incentivo, es necesaria la transferencia de autoridad y responsabilidad de la implementación al nivel más bajo involucrado.

En este marco, los roles del Estado están relacionados con sus nuevas funciones reguladoras y facilitadoras, y con su capacidad para propiciar la actuación concertada de los distintos actores sociales.

El proceso de toma de decisiones para la negociación entre los actores se establece, en el antiguo modelo, sobre la base de la imposición unilateral de la respuesta del Estado, y se ha caracterizado en buena medida por el clientelismo en el manejo de las interacciones (basado a menudo en los “arreglos” y las “componendas”) y por una cultura organizativa legalista, caracterizada por la rigidez de los procedimientos, la resolución de los conflictos mediante el recurso a la norma y la resistencia al cambio. Por otra parte, la tendencia a postergar la resolución de los conflictos, que prevalece, debilita las posibilidades de comunicación, genera tensión y desconfianza, y tiende a desembocar en soluciones cooptadas, en el marco de acuerdos frágiles y coyunturales que priorizan de manera excluyente las asociaciones con el sector privado-empresarial, privatizando los beneficios (externalidades positivas) y socializando los costos (externalidades negativas).

Por ejemplo, sería tan inútil como contraproducente incentivar una cultura de manejo maderable en un indígena que no deforesta con fines mercantiles, siempre que esté en disponibilidad de activar otros conocimientos (extractivismo, ecoturismo, proyectos productivos), como intentar convertir en extractivista o cultivador de iguanas, de la noche a la mañana, a un colono que deforesta con fines ganaderos. Como hemos subrayado repetidamente, la actual cultura de manejo de las poblaciones locales es el punto de partida del proceso de desarrollo; a partir de ella, es posible señalar nuevos accesos al uso sostenible.

El correlato del nuevo viraje es la promoción, por parte del Estado, de una nueva gobernabilidad que

incentive el control ciudadano del proceso de toma de decisiones y su participación en él, de manera que esta participación ciudadana se convierta en fuente de legitimidad de la nueva “gobernabilidad social”, estrechamente articulada con la eficiencia de la gobernabilidad estructural promovida por la gestión estatal (Creamer, 1999).

Es necesario, por tanto, transitar hacia una nueva cultura que valore la comunicación y la toma cooperativa de decisiones tendiente al establecimiento de consensos. Finalmente, es preciso tener en cuenta que los marcos institucionales gubernamentales están estructurados de manera que diferentes aspectos del mismo problema son manejados a veces por diferentes niveles de las instancias públicas, por lo que existe el riesgo de que las políticas sean confusas y aun contradictorias. Las características jurídico-institucionales prevalecientes se traducen en una gran dispersión de las responsabilidades de gestión ambiental, colisión y conflictos de competencia e interés, autonomía limitada de las autoridades ambientales y canales todavía limitados de participación de los actores (Acquatella, 2001). En estos casos, la eficacia en la implementación de medidas depende de la disponibilidad de cooperación conjunta, de la identificación de mecanismos efectivos de participación de las distintas instancias sociales y de la elaboración de políticas intersectoriales apropiadas.

En una dirección paralela, las medidas de política deben ser insertadas en los distintos niveles de manejo de la biodiversidad (local, regional, nacional e internacional) y relacionadas con otras áreas relevantes en términos de política, como el uso de la tierra, para evitar conflictos.

c. Organizaciones no gubernamentales

Las instituciones gubernamentales son responsables del manejo de la biodiversidad y de los ecosistemas forestales; pero las ONGs o determinados individuos pueden desempeñar un rol importante en identificar las preocupaciones y prioridades de los actores afectados y hacer “lobby” ante las instituciones implicadas. También tienden a sentirse más responsables de las necesidades y opiniones de la gente, y pueden

responder en forma más rápida y flexible a las necesidades de nueva información y a nuevas presiones sobre los bosques.

Por consiguiente, en muchas circunstancias, las instituciones no gubernamentales están en mejor capacidad de obtener apoyo local y comprometer la participación de los actores que las instituciones gubernamentales, por falta de confianza en la eficiencia y efectividad de algunas actividades del sector público; por eso es importante la colaboración entre ambas instancias, gubernamentales y no gubernamentales.

Adicionalmente, suelen estar mejor preparadas para lidiar con situaciones conflictivas, que caracterizan frecuentemente el relacionamiento de los actores locales con el Estado y las empresas; de hecho, en el proceso de definición y aplicación de incentivos conviene tener en cuenta la conveniencia de involucrar a los distintos tipos de actores que se benefician de los bosques y que pueden tener opiniones contrapuestas, lo que puede exigir el recurso a formas de mediación y resolución de potenciales conflictos. La nueva perspectiva de manejo del conflicto implica la creación de una cultura de la mediación que sepa delegar atribuciones a las instituciones de la sociedad civil, descentralizando la gestión del conflicto. Sin embargo, algunas ONGs incurrir en errores estratégicos, como crear dependencia de las organizaciones locales o instaurar competencias desleales valiéndose de su papel mediador. Para las relaciones entre las ONGs, el Estado y al desarrollo, ver, entre otros, el análisis de Farrington y Bebbington, 1993.

d. La cultura empresarial

La tendencia estructural de las empresas y compañías es hacia la maximización de las ganancias la minimización de los costos en el menor tiempo posible, sin considerar los daños ambientales de los bienes colectivos. La existencia de empresas que se han vuelto ambientalmente conscientes dista mucho de ser abrumadora, sea que lo hayan hecho de manera voluntaria (cambios en los valores corporativos) o por efecto de la presión de los ambientalistas o de las regulaciones estatales.

Las preocupaciones ambientales están siendo incorporadas de distintas maneras dentro de la lógica productiva empresarial, y pueden existir, sin duda, buenas intenciones en muchas empresas más. Pero no hace falta que las empresas sean malintencionadas para que actúen de manera nociva: basta que respondan de manera racional a señales económicas; basta que exista el mercado (incluyendo sus distorsiones con relación a bienes y servicios forestales) y una sociedad de consumo como la contemporánea (Jacobs, 1995).

El cambio de comportamiento por parte de las empresas con relación al medio ambiente está estrechamente ligado a la existencia de un mercado competitivo. En este tipo de mercado, las acciones voluntarias, aunque deseables, son arriesgadas, porque pueden poner a la empresa en desventaja. De ahí la necesidad de que sean establecidas regulaciones compartidas, ya que la protección ambiental es costosa y, desde el punto de vista de la mayoría de las empresas, la mejor situación es aquella en la que no se impone ningún costo en absoluto.

El incremento de costos es mal visto mientras no existan evidencias de que pueda ser compartido por los consumidores, o que se planifiquen compensaciones de otra naturaleza. No obstante en muchas ocasiones son necesarios correctivos individuales, como en el caso de empresas cuya insostenibilidad ambiental afecta gravemente a otros sectores del desarrollo de las poblaciones locales y del país mismo. Sin embargo, la existencia o inexistencia de un “capitalismo verde” no es el único problema. Sin duda, la sustitución de tecnologías contaminantes y depredadoras por tecnologías limpias y la compensación por los daños ambientales causados (sobre todo por compañías petroleras, mineras, agroindustrias y madereras) constituye todavía una prioridad ambiental en las circunstancias actuales del continente. Pero, aun cuando el horizonte del cambio tecnológico (por ejemplo, con relación a las compañías petroleras o mineras) permita suponer que dentro de algunos años el problema de las tecnologías limpias haya sido solucionado, permanecerá todavía sin solución uno de los problemas de fondo del desarrollo sostenible con relación a la intervención empresarial y, también, a la

del Estado: el de la (re)distribución de los beneficios y de la equidad social como condiciones de la sostenibilidad del desarrollo, tanto en términos sociales como ambientales.

En esta dirección, es necesario ampliar el rango de interlocución actual, estableciendo alianzas estratégicas con distintos sectores. Además de redefinir el rol redistributivo del Estado y de consolidar la sensibilidad social de las compañías petroleras, se requiere una nueva cultura empresarial, que sepa valorar los activos de los actores locales, su cultura y los recursos naturales a los que acceden, en particular de los pueblos indígenas, y que plantee como uno de los ejes estructurales del desarrollo la creación de empresas asociativas con las poblaciones locales.

Es evidente que una asociación de esta naturaleza tiene sus ventajas, ya que permite conjugar la valoración de los conocimientos y recursos nativos con las exigencias de continuidad y calidad de los mercados, siempre que los inversionistas externos no intenten manipular la asociación como una estrategia para asegurar y legitimar el acceso a los recursos naturales al más bajo costo posible; pero exige apropiadas mediaciones que sepan conocer y manejar tanto los códigos culturales de las comunidades cuanto los de los inversionistas privados.

Por otra parte, en las circunstancias de muchos de los bosques del continente (por ejemplo, fragilidad ecológica de la Cuenca Amazónica o de los bosques de laderas), sería necesario orientar las operaciones conjuntas hacia la agregación del máximo de valor sobre la mínima cantidad de recursos, definiendo estrategias que tengan en cuenta la conservación “ex situ” (semidomesticación, cultivo y procesamiento de especies nativas no maderables), la valorización de los servicios ambientales y la capacitación/educación ambiental de las poblaciones locales. Adicionalmente, este tipo de actividades requerirá un seguimiento apropiado para que los excedentes monetarizados sean invertidos en calidad de vida.

Esta nueva cultura empresarial tiene también como contraparte la consolidación del sentido de responsabilidad por parte de los actores locales tradicionales

hacia su propio futuro y hacia el uso sostenible de recursos que son también patrimonio colectivo y de las futuras generaciones, aunque sin descuidar la producción de un beneficio inmediato para las generaciones actuales.

Costos de transacción

Como hemos visto, ninguna medida de incentivos es instrumentada en el vacío. El contexto político, la forma y funcionamiento de las instituciones, el grado de información disponible y los actores involucrados influye en la efectividad de los incentivos para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad. Este conjunto de factores relevantes (información, creación de capacidades, aspectos institucionales) se relacionan globalmente con los denominados “costos de transacción” (negociación, acuerdos, información, monitoreo), que acompañan la definición e implementación de incentivos apropiados y que impiden a menudo que la cooperación se concrete (Prakash, 1997; Holden y Binswanger, 2000). La misma existencia de externalidades puede ser relacionada con estas transacciones, cuyos costos pueden desestimar la efectiva aplicación de una medida.

La función de los gobiernos y de las instituciones de ayuda al desarrollo es precisamente reducir estos costos, proporcionando información, fortalecimiento institucional y capacitación. Sin embargo, este involucramiento debe disminuir o transferirse a otros campos de apoyo a medida que se generan capacidades en los actores locales y sus instituciones representativas. En este sentido, su función primordial es el desarrollo de “capital social” (creación de capacidades, confianza, normas y redes que pueden mejorar la eficiencia de la sociedad facilitando acciones coordinadas), estimulando el crecimiento de las instituciones locales. En general, es importante tener en cuenta que tanto la ausencia de ayuda apropiada como la existencia de costos demasiado elevados en su puesta en práctica pueden atentar contra la conservación.

Aunque el proceso de participación puede ser complejo y costoso, el apropiado involucramiento y participación de las partes interesadas puede minimizar considerablemente los costos de transacción, así como los de monitoreo y cumplimiento de las medidas, e incrementar la eficiencia de su aplicación. En general, una aproximación socio-institucional enfoca tres componentes principales (UNEP/CBD/COP 1996): (i) Referentes formales (instrumentos escritos que urgen al cumplimiento de determinadas normas); (ii) Referentes sociales (reglas no escritas que regulan la vida cotidiana: normas, tradiciones, tabúes, creencias, etc.), que reducen la incertidumbre volviendo el comportamiento de la gente más predecible; (iii) Grado de adhesión con el que los individuos y organizaciones se relacionan con el conjunto de referentes existentes.

Proceso de implementación

El conjunto de elementos señalados se combina de distintas maneras a lo largo de una secuencia cuyas fases principales se señalan a continuación (OCDE 1999b):

Fase 1: Identificación del problema

Los decisores de política deben establecer si se necesita recurrir o no a incentivos, recopilando información pertinente (ver más arriba), involucrando a los actores relevantes (con sus experiencias y expectativas) y disseminando la información, de modo tal de incrementar la conciencia del problema y sus posibles soluciones, construir coaliciones y asignar responsabilidades.

Al término de este proceso se debería poder identificar ya en términos generales la medida (o las medidas) a ser implementada. Además de si la medida es deseable, se debe indagar si es factible (costos globales, previsión del proceso de elaboración e implementación) y cuáles son los eventuales “costos de oportunidad” a considerar.

Fase 2: Diseño del incentivo

Estos son algunos de los rasgos que deberían caracterizar a un buen incentivo:

- Posibilidad de predecir el impacto.
- Conformidad con el principio precautorio.
- Equidad.
- Aceptabilidad política.
- Adaptabilidad.
- Factibilidad administrativa.

Una parte importante de la aceptabilidad política es la variabilidad de contextos culturales en los que es aplicado un incentivo; en este sentido, distintas medidas provocarán diferentes respuestas dependiendo de las circunstancias, pudiendo ser en unos casos populares y en otros inaceptables (necesidad de consultas mutuas y consensos en unos casos, y de marcos legales en otros).

Considerando la naturaleza multidimensional de la biodiversidad forestal, así como la multiplicidad de presiones y de actores, y la improbabilidad de que un solo instrumento contemple todos los aspectos necesarios, es aconsejable una combinación de varios instrumentos que reflejen las particularidades de cada caso (ver más adelante). Por otra parte, al contrario de la fase uno (en la que se requería sobre todo el involucramiento de distintos grupos de actores), la fase dos debe involucrar sobre todo a expertos, aunque en diálogo fluido con los actores.

Fase 3: Creación de capacidades

La fase tercera tiene como objetivo aplicar las medidas en el terreno, considerando el marco legal e institucional existente. Corresponden a esta fase tareas como la asignación de derechos de propiedad, la publicación de regulaciones, la promulgación de leyes, la supresión de subsidios adversos, la promoción de pagos, la recolección eventual de tasas y la construcción de infraestructura para hacer posibles las actividades de uso sostenible.

Para hacer esto, se requieren dos elementos importantes: la provisión de una capacidad adecuada (física, humana e institucional) y el involucramiento de los actores locales. Para ello, es necesaria una apropiada política de comunicación, tanto de las amenazas como de las soluciones (incentivos).

Fase 4: Gestión, monitoreo y cumplimiento de las medidas

El monitoreo y el cumplimiento de las medidas son un complemento necesario de su diseño e implementación, con revisiones periódicas del proceso que retroalimenten y ajusten las medidas mismas.

Análisis de las distintas medidas de incentivos

Se analizará a continuación las principales medidas de incentivo existentes.

a. Incentivos económicos: haciendo trabajar al mercado a favor de los bosques

La idea de un incentivo económico está relacionada con el concepto de individuos racionales que tienden a maximizar su bienestar privado. Los Gobiernos están llamados a implementar incentivos económicos cuando los individuos no consideran los impactos de sus actividades sobre el bienestar de otros individuos o de la gente en general, lo que da lugar a “externalidades” que deben ser “internalizadas”.

Las externalidades revelan fallas en el mercado, y tienen lugar cuando una actividad emprendida por un individuo o grupo de individuos tiene efectos (positivos o negativos) sobre otro individuo o grupo, de manera que las personas afectadas no están en grado de compensar (si es una externalidad positiva) o ser compensadas (si es negativa) por los que han emprendido la actividad y generado el “efecto externo”.

Existen una serie de soluciones posibles para este problema: la imposición de precios sombra artificiales (tasas ambientales que reflejan el daño causado),

una mejor definición de los derechos de propiedad o el apoyo a los comportamientos más adecuados. Uno de los medios más efectivos es la abolición de los subsidios de actividades y sectores económicos que ejercen presiones sobre la biodiversidad. Sin embargo, mientras los daños a algunos bienes y servicios pueden ser internalizados, existen limitaciones en aplicar instrumentos económicos cuando el valor de la biodiversidad reside en su pura existencia o en posibles usos futuros. Aunque los instrumentos económicos no pierden completamente su efectividad, pueden requerir ser complementados con información adicional e intervenciones de carácter institucional (ver más adelante).

b. Cargas impositivas y tasas

En general, el uso de ingresos fiscales para el financiamiento de la gestión ambiental ha desempeñado un papel central en la historia de nuestros países (Acquatella, 2001). El uso de instrumentos fiscales para la protección de la biodiversidad está basado en la idea de que los costos sociales de la pérdida de biodiversidad pueden ser reflejados en los precios de la actividad que causa esta pérdida, siempre que exista información apropiada y conciencia acerca de su valor.

A la inversa, las actividades deseables pueden beneficiarse de tasas más bajas. Existen dificultades para imponer tasas cuando el pago excede los beneficios provistos, o beneficia a terceros. En este sentido, el pago de tasas o derechos es más aceptable cuando una parte de los ingresos percibidos se invierte en la provisión de un servicio proporcional. Las tasas tienden a ser más aceptadas cuando (i) son canalizadas a través de los sistemas de recaudación existentes, y (ii) los fondos se canalizan hacia las autoridades ambientales locales (Acquatella, 2001).

Por otra parte, existe un grado de incertidumbre en la estimación de costos y beneficios, por lo que las tasas ambientales son usadas raramente para internalizar de manera precisa los costos ambientales. Por estas razones, los instrumentos económicos son diseñados frecuentemente para otros propósitos distintos de la internalización de costos externos; a ello se une fre-

cuentemente la resistencia de los ministros de finanzas, con el argumento de los márgenes de incertidumbre existentes.

c. Tasas ambientales

En el caso de la biodiversidad, el propósito de estos instrumentos económicos se relaciona más con la cobertura de los costos de transacción de la conservación (entradas a un Parque) o con la reducción de una diferencia de precio sesgada que no favorece alternativas ambientalmente amigables (subsidios para la rehabilitación del paisaje degradado). Muchos subsidios directos o indirectos tienen como objetivo favorecer con precios diferenciales actividades ambientalmente consonantes, o corregir los precios que favorecen actividades dañinas.

Existen también iniciativas como la redistribución interna de los impuestos a la circulación de bienes y servicios, de manera que se generen compensaciones fiscales por aplicar restricciones en el uso de la tierra, considerando su beneficio para la colectividad.

d. Impuestos basados en los precios

Descripción.- Incentivos basados en precios, que tienden a internalizar los costos externos, a generar rentas por objetivos o acciones ambientales y a aplicar derechos por el uso de un recurso.

Ventajas.- Maximizan la eficiencia económica; son fácilmente inteligibles.

Desventajas.- Se basan en la mensurabilidad de cada componente y en el acuerdo acerca del valor de los costos externos; pueden requerir de un monitoreo extensivo.

Aplicabilidad.- Situaciones en las que los impactos son fácilmente medibles y el origen del impacto fácilmente monitoreado.

e. Creación de mercados y asignación de derechos de propiedad

La falta de derechos de propiedad es una de las causas principales de pérdida de biodiversidad. La ines-

tabilidad en el acceso a la tierra favorece un manejo extensivo del bosque y ocasiona presiones sobre ellos, debido a la ausencia de incentivos para un uso intensivo de las tierras deforestadas. Pero la seguridad en la tenencia de la tierra debe ir acompañada por otros factores (tecnologías apropiadas, precios, mercados, etc.) para incidir eficazmente sobre la modificación del patrón de uso del suelo (Bedoya, 1991). Con relación a la propiedad comunal, más allá del tipo de tenencia, lo verdaderamente importante es que existan regulaciones internas sobre el acceso y uso de los recursos compartidos, así como capacidad institucional para hacerlos cumplir.

La creación de mercados mediante la remoción de barreras al comercio y la asignación de derechos de propiedad bien definidos y estables, se basa sobre la premisa de que los portadores de estos derechos tenderán a maximizar el valor de sus recursos a lo largo del tiempo. Sin embargo, con relación a productos tradicionales (por ejemplo, productos no maderables) existe un generalizado déficit de voluntad política para crear las condiciones apropiadas que incentiven su introducción y para suprimir barreras artificiales que subsidian determinados productos en detrimento de los nuevos.

Sin embargo, la principal limitación de la asignación de estos derechos reside en el hecho de que el incentivo afecta solamente a los elementos “apropiables” de la biodiversidad. En cambio, los valores de existencia de las especies que no son comercialmente valiosas y del ecosistema circundante, tenderán a no ser considerados si no se aplican medidas adicionales.

Cuando los incentivos no han sido aplicados, o son insuficientes para el uso sostenible de los bosques, se puede considerar la transferencia de la propiedad, o de los derechos privados de uso, al dominio público (transformación de áreas ricas en biodiversidad en Parques o Reservas). Con todo, la propiedad pública de los bosques no garantiza su uso sostenible, aunque puede facilitar la integración de objetivos públicos, mientras que la propiedad privada tiende a concentrarse *coeteris paribus* en la explotación eficiente de valores de uso directo. La asignación de derechos de

propiedad puede ser complementada por la asignación de derechos de uso, que pueden inducir más fácilmente al manejo sostenible. Así, ciertos derechos de uso pueden ser transferidos a las comunidades o a emprendedores privados en condiciones de estimular un uso apropiado, inasequible para los fondos públicos.

Reforma o remoción de incentivos perversos

La reforma o remoción de los subsidios a actividades que ejercen presión sobre la biodiversidad forestal es esencial para que su conservación y uso sostenible sean más factibles. La remoción de estos incentivos perversos, no solo alivia las presiones sobre la biodiversidad, sino que incrementa la eficiencia económica y reduce los déficit financieros gubernamentales.

En México, ha sido implementado un enfoque bien diseñado y altamente innovador para el manejo sostenible del carnero de cuernos grandes (*Ovis canadensis*), a través de permisos comerciales para el derecho a cazarlo. Los componentes principales son los siguientes:

- El gobierno establece un nivel sostenible de caza sobre parámetros relacionados con la tasa de reproducción del carnero,
- Asigna permisos comerciales a las comunidades locales hasta el límite establecido,
- Dada la alta demanda internacional de esta especie, se espera que los permisos fácilmente dupliquen o tripliquen su valor en el mercado internacional, proporcionando una importante fuente de ingresos a las poblaciones locales. Este esquema proporciona incentivos efectivos para el uso sostenible del carnero. Algunas de sus ventajas son:
 - ◊ Asegura el respeto de la componente ambiental (sólo se puede cazar un determinado número de animales),
 - ◊ Estimula los más eficientes métodos económicos, con la cooperación de la gente local, ya que los permisos de caza pueden

ser comercializados y asignados a quienes pagan el más alto precio.

Los métodos anteriores estaban basados en regulaciones que restringían esta actividad, pero no estimulaban el involucramiento de la población local. Y tampoco tenían altos costos de implementación, por lo que resultaban en gran medida ineficaces para controlar la caza del carnero.

El éxito del caso se basa en la combinación de asignación de derechos e incentivos económicos positivos (costo-beneficio, comparación entre ofertas mercantiles), en el marco del fortalecimiento y la capacitación de los actores locales. Adicionalmente, permite visualizar los efectos de la transición de un incentivo negativo a otro positivo.

El subsidio adopta formas distintas, desde pagos directos y apoyo a los precios mercantiles, hasta garantías crediticias, asistencia técnica y provisión de infraestructura para acceder más fácilmente a áreas forestales. Se puede nombrar un gran número de estos incentivos perversos:

- Apoyo a la conversión de bosques en tierra agrícola;
- Drenaje de humedales para implementar cultivos agrícolas;
- Estímulo a la deforestación porque el bosque era considerado improductivo;
- Subsidios para la exportación de madera.

Los “subsidios perversos” tienden a favorecer sobre todo a los grupos de poder (McNeely, 1988). En este sentido, no deben ser subestimadas las dificultades de la remoción de estos subsidios, sobre todo la oposición de los receptores, frecuentemente bien organizados en términos políticos. Algunos son:

a. Regulaciones y fondos. Los gobiernos como garantes de la biodiversidad

Los gobiernos pueden usar métodos regulatorios directos para hacer cumplir o restringir ciertas actividades que impactan la biodiversidad. En forma similar, pueden recurrir a medidas de apoyo, tales como los

fondos ambientales, para estimular activamente actividades que promueven la biodiversidad.

b. Estándares, regulaciones y restricciones de acceso

Las regulaciones que hacen cumplir o prohíben cierto tipo de comportamientos y establecen restricciones de acceso, son métodos conocidos para proteger la biodiversidad amenazada. Considerando que muchos de los beneficios de la biodiversidad no son apropiables en forma privada y que constituyen bienes públicos, las regulaciones son una importante herramienta para asegurar la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales, pero presentan también algunos inconvenientes.

Descripción.- Los subsidios pueden estimular actividades que tienen un efecto negativo sobre el ambiente y la biodiversidad forestal.

Ventajas.- La reforma o remoción de estos incentivos puede llevar a una disminución de las presiones, a un mejoramiento de la eficiencia y una reducción de los gastos fiscales.

Desventajas.- Puede ser difícil identificar los subsidios adversos (falta de transparencia) y también políticamente problemático reformarlos debido a la fuerte oposición de los receptores del subsidio.

Aplicabilidad.- Cuando pueden ser identificados beneficios claros en términos de presupuestos, eficiencia económica y/o metas ambientales, y existen potenciales medidas compensatorias para facilitar el proceso de remoción.

Ventajas y desventajas de las regulaciones y restricciones de acceso.- Por eso, las regulaciones y las restricciones de acceso son utilizadas frecuentemente o bien con relación a áreas protegidas, o como medidas complementarias de otros incentivos; por ejemplo, pueden resultar eficientes si se combinan en forma apropiada con la asignación de derechos de propiedad y con la creación de mercados.

c. Fondos ambientales y financiamiento público

A causa tanto de las dificultades en el diseño de instrumentos económicos para internalizar los costos de la pérdida de biodiversidad, como de los costos para hacer cumplir y monitorear las regulaciones y las restricciones de acceso, muchos gobiernos pueden preferir utilizar “incentivos positivos” para estimular el uso sostenible y la conservación (ejemplo de Tasa indirecta sobre circulación de bienes y servicios - ICMS: Paraná y Minas Gerais, Brasil). Estas medidas trabajan a través de la provisión de pagos monetarios, reducción de tasas u otros incentivos financieros con fines de apoyar la conservación, la restauración o la transferencia de un uso insostenible a otro más sostenible.

Conclusiones

Existen una serie de razones que aconsejan recurrir a una combinación tanto de métodos de valoración como de medidas de incentivo (instrumentos y mecanismos), para hacer frente a las presiones que conducen a la degradación o desaparición de los ecosistemas forestales (Young, 1996; OCDE, 1999b). De hecho, casi todos los beneficios asociados a la biodiversidad incorporan aspectos públicos y privados, por lo que una buena política de conservación y uso sostenible de la biodiversidad deberá recurrir a instrumentos que tengan simultáneamente en cuenta los valores de uso directo, más asociados a la propiedad privada, y los valores públicos asociados a la existencia de la biodiversidad forestal, recurriendo a instrumentos adicionales, como incentivos positivos o regulaciones.

El uso de distintas medidas de incentivo se justifica sobre la base de los siguientes argumentos y puede adoptar distintas modalidades: Por una parte, esta combinación de instrumentos puede ser requerida para dar cuenta tanto de los beneficios públicos como privados resultantes de la producción y uso sostenible de la biodiversidad. Por otra parte, esta combinación puede constituir una suerte de “válvula de escape” cuando uno solo de los instrumentos es insuficiente

para lograr el efecto ambiental deseable, es demasiado costoso o difícilmente aplicable. Por ejemplo, cuando los precios de las entradas a un parque son insuficientes para limitar el número de visitantes a un nivel óptimo, se puede recurrir a restringir el número total de visitas para controlar los efectos de los visitantes sobre el ecosistema (restricciones de uso); teóricamente, para no hacer depender solamente la conservación del Parque de los ingresos percibidos en concepto de visitas o para compensar su déficit en caso de tener que restringir el número total de visitantes, se podría recurrir paralelamente a otras formas de valoración económica (pago por servicios ambientales, fijación de CO₂, etc.), aunque no siempre son modalidades movilizables en el corto plazo.

Esta combinación puede ser particularmente útil cuando las causas de la pérdida de biodiversidad no pueden ser bien entendidas o no existe un solo instrumento que pueda enfocar directamente todas las causas. Esta consideración es relevante para enfocar el ecosistema como un todo y sus interacciones, sobre todo las relaciones entre áreas protegidas y zonas de amortiguamiento. Donde hay particulares “hot spots” de biodiversidad o amenazas contra ellos, puede ser útil diseñar instrumentos específicos para hacerles frente (regulaciones, tasas, restricción de acceso, etc.), mientras que pueden ser utilizados otros instrumentos para abarcar las áreas de amortiguamiento (“manejo de presiones”) y enfocar el ecosistema como un todo.

Las distintas categorías de usuarios de los bosques, de sus bienes y servicios y de su biodiversidad responden en forma también diferenciada a cada tipo de instrumento. De esta manera, la utilización de un cierto rango de instrumentos puede ayudar a asegurar que todas las categorías de usuarios hayan sido efectivamente tenidas en cuenta (incentivos negativos vs. positivos, etc.). Por otra parte, puede existir una suerte de “razones distributivas” que llevan a permitir que determinados grupos de usuarios (pueblos indígenas, por ejemplo) tengan un acceso diferencial a los recursos.

En el caso de los actores privados, los incentivos económicos deben incluir una condición que asegure

una contribución al bien público de la conservación de la biodiversidad: que el uso que es provechoso en términos privados contribuya al mismo tiempo a la conservación de la diversidad biológica. Esta asignación de derechos de propiedad con ciertas condiciones de uso (instrumentos mixtos) puede revestir distintas formas: derechos de propiedad bien definidos, derechos de uso, incentivos económicos tales como cargas impositivas ambientales donde sea posible, combinados con regulaciones, restricciones de acceso y subsidios a ciertos usos sostenibles donde sea necesario.

Adicionalmente, es importante complementar ambas categorías de instrumentos con el involucramiento de los actores, la creación de capacidades, el fortalecimiento institucional, y el suministro de información. En este sentido la combinación de instrumentos puede requerir rediseñar parcialmente cada instrumento en particular para hacerlo compatible con los demás.

Referencias bibliográficas

- [1] **Acquatella, J.** (2001). *Aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental en América Latina y El Caribe: desafíos y factores condicionantes*. CEPAL-ECLAC, Santiago de Chile.
- [2] **Arrow, K.; Solow, R.; Portney, P.; Leamer, E.; Radner, R. and Schuman, H.** (1993). "Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Panel on Contingent Valuation". Federal Register 58 (10):4602-4614.
- [3] **Azqueta, D. y Ferreiro, A. (Eds.)** (1994). *Análisis económico y gestión de recursos naturales*. Alianza Editorial S.A., Madrid, España.
- [4] **Barbier, E.; Burgess, J. and Folke, C.** (1995). *Paradise lost? The ecological economics of biodiversity*, Earthscan Publ., London.
- [5] **Barrantes, G.** (2000). *Curso de Economía Ecológica*. Instituto de Políticas para la Sostenibilidad (IPS), Costa Rica.
- [6] **Browder, J.** (1985). *Subsidies, Deforestation, and the Forest Sector in the Brazilian Amazon*. World Resources Institute. Washington, in Bishop (1999).
- Browder, J.** (1985). *Subsidies, Deforestation, and the Forest Sector in the Brazilian Amazon*. World Resources Institute. Washington, in Bishop (1999). . EcoCiencia y UICN. Quito, Ecuador, pp. 287-307.
- [7] **Cases, O.** (1999). "Instrumentos de Financiamiento de las Áreas Protegidas". Documento para discusión. Reunión Internacional de Expertos Sobre Áreas Protegidas Forestales en San Juan, Puerto Rico, 15 al 19 de marzo de 1999.
- [8] **CEPAL - PNUMA** (2000). *Instrumentos económicos para la gestión ambiental en América Latina y El Caribe*. México, CEPAL - PNUMA.
- [9] *Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. Earthscan Publications Limited, London.
- [10] **Hauselman, P. and Zwahlen, P.** (1998). *From Theory to Practice: Incentive Measures in Developing Countries*. World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland.
- [11] **Izko, X.** (1996). "Educación ambiental y desarrollo sostenible", en AA.VV., Sistematización de experiencias de educación ambiental en el Ecuador. PROBONA-FAO/FTPP-UICN, Quito, pp. 315-330.
- [12] **Jäger, M.; García Fernández, J.; Cajal, J.; Burkart, R. y Riegelhaupt, E.** (2001). "Valoración Económica de los Bosques: Revisión, Evaluación, Propuestas". Consultoría realizada por FUCEMA para la Oficina Regional para América del Sur de UICN
- [13] **Kishor, N. and Constantino, L.** (1994). *Economic Incentives and Forest Conservation in Costa Rica*. Latin American and Caribbean Region. Environment Division, Technical Department, World Bank, Washington.
- [14] **Richards, M. and Moura Costa, P.** (1999). *Can Tropical Forestry be Made Profitable by 'Internalising the Externalities'?* Natural Resource Perspectives 46, Overseas Development Institute, London.
- [15] **Roy, B.** (1985). "Méthodologie multicritere d'aide à la decision". Economica, Paris.
- [16] **Rubino, M.; Propper de Callejon, D. and Llent, T.** (2000). *Biodiversity and Business in Latin America*. Discussion Paper, Environmental Projects Unit, International Finance Corporation, Washington.
- [17] **Tognetti, S.** (2001). "Creating Incentives for River Basin Management as a Conservation Strategy? A Survey of the Literature and Existing Initiatives". Report prepared for Ecoregion Conservation Strategies Unit, Innovative Landscapes Track, WWF-US, Washington.
- [18] **Vogel, J.** (1997). "The Successful Use of Economic Instruments to Foster Sustainable Use of Biodiversity: Six Case Studies from Latin America and the Caribbean". Biopolicy

Improving the effectiveness of interventions to balance conservation and development: A conceptual framework

by Stephen T. Garnett, J. Sayer and J. du Toit¹

¹ Institute of Advanced Studies, Charles Darwin University
Casuarina, Northern Territory 0909 Australia.

Resumen

El artículo presenta algunos estudios de caso alrededor del mundo que buscan describir proyectos que integran la conservación y el desarrollo (ICDPs). Algunos trabajos recurren al uso de estadísticas sofisticadas para identificar patrones de relaciones causales, pero no llegan a establecer lecciones aplicables para todo el mundo. El presente trabajo intenta proveer una estructura para tal análisis. Se propone un conjunto de lecciones para mejorar los proyectos de ICDPs, al considerarse cada una de las cinco formas de capital: natural, social, humano, construido y financiero. Existe alguna urgencia para identificar las características del ambiente y de la comunidad en la que los proyectos pueden tener éxito. El artículo intenta dar un paso en esta dirección.

Abstract

There are numerous case studies around the world describing integrated conservation and development projects (ICDPs). Recently some localized syntheses have been published that use sophisticated statistics to identify patterns and causal linkages, but no attempt has yet been made to draw together lessons from across the globe. This paper is an attempt to provide a framework for such an analysis. A set of lessons is proposed for improving the prospects of ICDPs by giving consideration to each of the five capitals: natural, social, human, built, and financial. The language of ICDPs has been adopted by development agencies of all persuasions. There is now some urgency to identify the characteristics of the environment and the community in which success is most likely. This paper is intended as a step in that direction.

Keywords.— Integrated conservation and development, natural capital, social capital.

Introduction

The first use of the term “integrated conservation and development project” (ICDP) that we have been able to locate was in the Luangwa Valley Integrated Conservation and Development Project jointly undertaken by FAO and the Government of Zambia in the mid-1960s (Child and Dalal-Clayton 2004). This project set out to manage wildlife sustainably for the benefit of the local people. Since then, the term ICDP has been widely applied to many different types of conservation initiatives. By the 1990s the concept had been embraced as a standard part of the aims of

many major international organizations (Wells *et al.* 2004); organizations whose primary mission is conservation and those whose mission is development have both adopted the ICDP approach in some form (Campbell and Vainio-Mattila 2003). As a result, the definition of the ICDP has expanded, so that projects of this type are now described as “...approaches to the management and conservation of natural resources in areas of significant biodiversity value that aim to reconcile the biodiversity conservation and socio-economic development interests of multiple stakeholders at local, regional, national and international levels” (Franks and Blomley 2004). However,

regardless of definition, there has been a long history of concern about the effectiveness of ICDPs in meeting either conservation or development objectives (Adams *et al.* 2004, McShane and Wells 2004). Integration is still the exception, and synergies do not emerge naturally (Barrett *et al.* 2005). Given the ubiquity of the rhetoric about reconciling the imperatives of local livelihood improvement with the desire to reduce, minimize, or even reverse environmental degradation, it might be assumed that an established methodology must be available to guide the implementation of these projects.

However, there is none. Analysis of many ICDPs has shown that success tends to be fleeting and fragile. Failure leads inevitably to loss of biodiversity, and purported successes are rarely associated with lasting improvements in the wealth and well-being of the communities in which the interventions were undertaken (McShane and Wells 2004, Robinson and Redford 2004, Sayer and Campbell 2004, Wells *et al.* 2004). Such successes are typically described in anecdotal case studies and often appear idiosyncratic, temporary, and contingent on local history, society, and environment. That said, there have been some longer-term success stories, and enough attempts at ICDPs that Sayer and Campbell (2004) believe it should be possible to construct hypotheses about the factors most likely to determine project outcomes that can be formally tested on a global scale. Ferraro and Pattanayak (2006) go a step further in suggesting that ICDPs need to be tested against a null hypothesis of no intervention at all, following medical models of evidence-based policy implementation (Sutherland *et al.* 2004).

A number of attempts have already been made to test hypotheses about the success and failure of ICDPs. Salafsky *et al.* (2002) tested the hypothesis that, if a viable enterprise is linked to the biodiversity of a protected area and generates benefits for a community of stakeholders, then the stakeholders will act to counter the threats to the resource (see also Salafsky *et al.* 2001). The results were inconclusive but suggested an alternative hypothesis: that conservation benefits from enterprise development around protected areas are products of the action learning that

occurs during enterprise development itself, regardless of the enterprise's eventual financial success. More recently, Brooks *et al.* (2006) tested a set of hypotheses based on a numerical analysis of 28 selected ICDPs associated with protected areas drawn from a pool of 150 published papers. They postulated that success measured against a set of ecological, economic, attitudinal, and behavioral parameters would be improved through the extent to which protected areas are used by communities, the extent to which projects increase the integration of communities into wider markets, the degree of decentralization of decision making about conservation management, and the homogeneity of the communities associated with the protected areas. Their results suggested that decentralization was most likely to improve all four measures of success provided that strong local structures were in place. However, market integration and utilization had positive effects only on behavior and economics. Information on community homogeneity was rarely available, and no effects of this could be detected. The importance of decision-making decentralization is corroborated by Hayes and Ostrom (2005), who discovered, in a global review of forest conditions inside and outside reserves, that forest condition was related more closely to local involvement in setting rules on forest use than to any central system of park designation.

Agrawal and Chhatre (2006) took another approach. Following Agrawal (2001), they combined quantitative analysis with a qualitative approach using case studies to understand the biophysical, demographic, economic, institutional, and socio-political factors affecting the management of common property forests at 95 sites in the Indian Himalaya. Their results demonstrated the importance of biophysical constraints on outcomes and the likely biases in results if only the other factors are considered in the analysis. They also verified in a local setting theoretical assumptions about the link between local reliance on forest products and the condition of forests, about population stability compared to populations with a high rate of turnover, and about the importance of women. Their study, however, did not set out to measure the reverse relationship, i.e., the effect of

environmental conditions on well-being, and only ambiguously considered the influence of interventions.

A local study of 40 community-based marine protected areas in the Philippines, which aimed to determine the frequency of win-win vs. lose-lose or trade-off outcomes as measured in terms of children's nutritional status and coral reef health, did look directly for such relationships but could conclude only that the enforcement of protection for marine protected areas did not have a negative effect on child health and may improve it over a longer period (Gjertsen 2005). Other studies, such as Gibson *et al.* (2005) and Struhsaker *et al.* (2005), used statistical techniques to examine specific issues such as the role of enforcement in natural resource quality. In the former, the quality of 191 forests scattered across most continents was correlated with the consistency of local enforcement; in the latter, the condition of 16 rain-forest reserves in Africa correlated best with funding for enforcement and not at all with the presence of ICDPs.

Although these recent statistical approaches are usually based on conditions during a single short study period, the more common analyses of ICDPs have used case studies that cover the evolution of interventions over both longer and shorter periods of time. For instance, McShane and Newby (2004) described the findings from seven well-resourced Tropical Forest Portfolio projects run by the Dutch Directorate-General for International Cooperation and the World Wildlife Fund over 5 yr to test assumptions in the areas of livelihood development, capacity development, institutional support, and policy factors. For 13 assumptions, they found no fewer than 25 constraints inhibiting success, with the only consistent pattern being the need to work across a range of scales. They concluded that it was necessary to identify links between national and regional policy and local ICDP objectives, to recognize explicitly the trade-offs and compromises that were necessary, and to have donors who were willing to tolerate failure as part of a process of learning.

Drawing on a broader range of examples, Wells *et al.* (2004) identified a suite of factors that have been associated with failed ICDPs in the past, including over-optimistic goals, weak assumptions, unconvincing local participation, targeting of the wrong threats, uncertain financial sustainability, low benefit generation, and the need by donors for rapid success readily identifiable as their own. They go on to suggest that ICDPs are more likely to succeed when there is a proper understanding of the root causes of environmental degradation and when relevant national and regional policies are understood. It was also considered important that arrangements be in place for adaptive management, that targets and trade-offs be explicit, that the work be undertaken across a range of scales, that appropriate incentives for conservation be guaranteed, and that there be effective engagement with stakeholders.

A common criticism in recent analyses of ICDPs has been their failure to acknowledge the scarcity of win-win situations and the need to address trade-off situations as part of integration (Robinson and Redford 2004). Adams *et al.* (2004) suggest that this shortcoming arises from the failure to recognize four realities of integrating conservation and development: (1) poverty and conservation are separate policy realms with little opportunity for integration, (2) conservation will be undermined unless poverty is alleviated, (3) there is a moral obligation for conservation not to compromise poverty reduction, and (4) poverty reduction itself depends on the conservation of living resources.

Additionally, in their review of the science of sustainable development, again based on case studies, Sayer and Campbell (2004) suggest that successful ICDPs require an understanding of existing environmental and social trajectories as well as action research and the use of both local and external knowledge. All significant stakeholders must be involved, and these stakeholders must also help determine appropriate measures of success. Sayer and Campbell (2004) also maintain that stable and fair tenure and governance arrangements and incentive payments are important and that natural resource scientists should be associated with management.

Many of these analyses have overlapping recommendations, and in this paper we take up the challenge of Sayer and Campbell (2004) to formulate a set of “lessons” on the factors likely to lead to successful ICDPs. Although these lessons are extracted from past and present experiments with ICDPs, we urge conservation and development analysts to formulate them as hypotheses for rigorous testing, drawing on the now numerous case studies around the world in ways that are statistically defensible.

A conceptual framework

Integrated conservation and development projects (ICDPs) have taken widely varying approaches to addressing their objectives. Many of those sponsored by environmental organizations are staffed by biologists and focus on the management of the natural capital of the area. Humanitarian organizations often focus on the health, education, and skills of the human population, or the human capital. Government aid agencies have recently paid considerable attention to issues of legality, governance, law, and policy, i.e., social capital. Development banks are concerned with infrastructure and job creation, which are forms of built capital. Finally, many foundations have recently made attempts to achieve conservation through payments for environmental services, which enhances local financial capital.

When ICDPs aim to improve the capital assets of the area and its population, they invest in these five capital assets: natural, human, social, built, and financial (Carney 1998, Bebbington 1999). However, this type of investment often seems arbitrary because it fails to take into account local states and trends in capital assets that are already present. For instance, when people are living in extreme poverty, it will usually be more important to invest in their health and education and in the productivity of their agriculture than in the protection of their forests. When their material needs are adequately met, then the quality and sustainability of their lives may be better achieved by investing in their natural capital, for example, amenity and/or nature reserves.

Our central argument is that ICDPs have to be based upon an understanding of the states and trends of the capital assets of the concerned populations, and that interventions should be made in ways that lead to balanced and sustainable improvements in the capital assets framework (Campbell *et al.* 2001). This provides the foundation of a conceptual framework for designing conservation and development interventions. In the following sections we discuss the issues that have to be addressed when building the capital assets of an area in which there are both conservation and development needs.

Natural capital

Biophysical context

As noted by Agrawal and Chhatre (2006), remarkably few studies of integrated conservation and development projects (ICDPs) acknowledge biophysical constraints on the potential ways in which the two contrasting aims, conservation and development, can be reconciled, despite the fact that these studies are often undertaken by biologists. Soils, climate, and other biophysical factors place an absolute limit on the extent to which productivity can be enhanced to compensate for loss of production from the protected biodiverse parts of the landscape or to supply an increasing population. Many studies show that the extraction rates of nontimber forest products and other commodities that are potentially compatible with biodiversity conservation can rapidly exceed environmental limits. Nevertheless, there are also many naïve examples of attempts to increase the levels of extraction of such products without understanding the ecological constraints (e.g., Schröder 2001).

This does not mean that community development and conservation are impossible in landscapes operating near their physical capacity to support humans. Rather, as the ratio of humans to landscape productivity increases, the emphasis of external investment may need to shift from natural resource extraction to knowledge-based industries that do not remove resources from the immediate environment. However,

knowledge-based industries are also under ecological constraints. Community-based ecotourism in particular is widely promoted as a key instrument of ICDPs, even though the empirical evidence for its effectiveness in either increasing wealth or protecting the environment is at best patchy (Wunder 2001, Salafsky *et al.* 2001, Kiss 2004a). For example, Burke (2004) and du Toit (2004) imply a negative correlation between per capita income from tourism and rainfall in Africa, because large animals are easier to see in open habitats, and the opportunity costs are lower, than in highly biodiverse and productive but visually impenetrable rain forest. Many of the most biodiverse sites are inaccessible and uncomfortable without major capital input and marketing that, in many cases, may threaten their conservation values. Although tourists are certainly malleable, business planning for community development must either budget for programs to change tourist preferences, siphoning money from other conservation initiatives (Kiss 2004a), or take existing preferences into account. Biophysical context is certainly a factor that needs to be considered in any analysis of outcomes from ICDPs based on tourism. It is also worth noting that most economic benefits from ecotourism accrue to exogenous investors and institutions rather than at the local level, and that pro-poor tourism has many differences from pro-conservation tourism (Ashley *et al.* 2000).

Wood carving (Campbell and Luckert 2002), other forms of art, transformed nontimber forest products, and bio-prospecting are also steps in the direction of a knowledge-based economy. Each implies an ongoing need to maintain the quality of the resource from which the products were obtained. All, however, are uncomfortably balanced between ecological constraints and economic reality. Increased production to meet development goals can threaten natural sustainable capacity and conservation goals, whereas higher prices for products increases the incentive for imitation and competition from external sources. Again, one of the ultimate constraints on ICDP success will be biophysical context.

The knowledge-based industry that would overcome these biophysical constraints would be the creation of

a genuine market for biodiversity existence, either for its utilitarian values in terms of ecosystem services such as the capture of greenhouse gases and maintenance of water quality, or as an aesthetic end in itself. However neither market is yet established to the extent that it provides an alternative to industries that reduce biodiversity. The theoretical development of such a market, however, must take biophysical context into account in any valuation.

Lesson 1.1: ICDPs that match their ambitions to local biophysical productivity are more likely to succeed than those that consider only human, social, and economic factors.

Landscape diversity

Historically, many ICDPs concentrated only on areas of significant biodiversity, and often just on protected areas (Wells *et al.* 2004). Increasingly, these sites are being considered in a landscape context. This not only allows more diverse options for trade-offs but also makes it possible to maintain the activities and values within those landscapes in the face of change. The origins of the idea are Darwinian, with the implication that, the greater the variation in species, the greater their probability of adapting successfully to new selective processes. In biology, the benefits of heterozygosity and the disadvantages of inbreeding are well known. In ecology, there are parallels in intermediate levels of disturbance (Horn 1975, Connell 1978). In economics, there is financial risk hedging and portfolio diversification theory (Bernoulli 1954, Markowitz 1952, 1999). It follows that social-ecological systems that include a diversity of ways in which people can interact with their environment for their social and economic benefit have a greater range of options in the event of shocks compared to those systems that lack variety, whether they be environmental or economic. This idea is encompassed by the concept of resilience, which is "...a measure of how far the system can be perturbed without shifting to a different regime" (Holling 1973, Walker *et al.* 2006).

A logical extension of such a hypothesis is that, for social-ecological systems to be resilient, they must

contain redundancy, duplication, and a gradation in utility. Thus, maximizing short-term gain in a social-ecological system and minimizing redundancy reduces the capacity of the system to adapt to change. Just as rare species in ecological systems retain functional value at very low levels of abundance (Zavaleta 2004), so small fragments in a diverse landscape can play a vital role in that landscape's resilience and prosperity should conditions change. It also follows that unaltered landscapes, degraded landscapes, and those from which maximum gain is currently being extracted have inherently low levels of resilience, and that the further they are along any of those gradients, the greater the cost of restoring resilience (Holling 1973, Gunderson and Holling 2002). This does not mean that homogenous systems are not highly resistant to change. Rather, we would contend that, on appropriate temporal and spatial scales, when a homogenous system is perturbed, it is more likely than a heterogeneous system to shift to a different regime (e.g., Allison 2004).

Classifying natural systems with low levels of human influence as unstable in an analysis of resilience is counter-intuitive but follows from the assumption that a little-used system is more vulnerable to human pressure than one that has survived human-induced perturbation and for which humans acknowledge responsibility, even if that is simply a decision to enforce protection to prevent change. Finally, it also follows that, the further it is along a gradient, the greater the chances that the system will have crossed a resilience threshold from which no return to the original unaltered state is possible. For ICDPs it therefore follows that the ones that invest across all forms of capital are likely to be more resilient than those that attempt to maximize investment in natural capital, even though that may be the prime motivation of the bodies facilitating the ICDP.

Lesson 1.2: Diverse landscapes are more resilient than uniform ones, and the greater the disparity between capital states, the greater the probability of rapid change in states.

Human capital

Demographic trends

In many integrated conservation and development projects (ICDPs) and subsequent case study analyses, there appears to be an underlying assumption that the number of people in the landscape is relatively static. However, in resilience literature (Gunderson and Holling 2002), population change is one of the slow variables that can drive the dynamics of a system once a threshold has been passed. In setting up alternative enterprises to redirect demand from biodiverse parts of the landscape, there is rarely any discussion about what happens when those enterprises can no longer support a growing population, as though population growth is beyond the scope of ICDPs. This is partly a function of the "tyranny of projects" (Sayer and Wells 2004) that makes it difficult to take a long-term view. Nevertheless, in many cases, immediate threats to biodiversity are underpinned by the inexorable rise in population. Thus, the loss of fauna from Ghanaian parks as a result of bushmeat collecting is being accelerated by the reduction in the availability of fish protein caused by European fishing (Brashares *et al.* 2004), but this loss is probably inevitable in the face of the increase in the Ghanaian population and the lack of the economic development that would give Ghanaians the income levels needed to import protein.

Absolute population size can also affect the effectiveness of local regimes for governing natural resources. In pre-agricultural societies, humans usually interact closely with 150 other individuals but can readily recognize the faces of 2000 (Dunbar 1998), and it may be that, above this level, there is a threshold limit to the complexity of interactions that require a qualitatively different governance structure. Indonesian villages of more than 3000 inhabitants are thought to be too large to retain effective traditional management of marine resources (Harkes and Novaczek 2002), although this depends on such factors as access to wider markets (Cinner 2005), and villages with as many as 14,000 inhabitants were able to maintain effective traditional management in the 1990s (Evans *et al.* 1997). Trajectories in absolute

population also have implications for market size (Sayer and Campbell 2004), which are then reflected in rates of resource exploitation. This can determine the nature and speed of the development needed to maintain existing standards of living, let alone improve them. Hence, absolute population size can be less important than the rate of change (Agrawal and Chhatre 2006), particularly in those areas in which the social capital that lubricates common property management breaks down, social memory and traditional knowledge are lost, and social responsibility for the environment is marginalized (Anderson 1991, Fentress and Wickham 1992, Riddett 1995, Rogoff 2000, Pretty 2003, Pretty and Smith 2004). Rapid immigration can disrupt the local management of natural resources even more than endogenous population growth (Cinner 2005), and sudden influxes of refugees or other migrants can sweep aside ICDPs based around local populations (O'Herron 2004), not least because of the time it takes to make new arrangements (Aswani and Hamilton 2004). However, where such changes have been considered at all it is usually in terms of community homogeneity, and even then such information is scarce (Brooks *et al.* 2006). Nevertheless, without information on demographic trends, including trends in health and education (Lutz and Goujon 2001), business planning for development returns and sustainable harvest rates is likely to be meaningless.

Lesson 2.1: ICDPs that consider, understand, and accommodate trends in human demography are more likely to demonstrate positive long-term trends in measures of success.

Another limiting demographic factor in ICDP trajectories is the availability of appropriate skills. Delays in the importation or development of skills is a fundamental constraint on ICDPs (McShane and Newby 2004), whether they deal with natural resource management, governance, or business management. However, it is often not technical capacity in the direct management of ICDPs that is lacking. Rather, it is far more fundamental elements of societal capacity. Just as ICDPs are increasingly being conceptualized at a landscape scale, so it may be necessary to broaden the view of ICDPs and invest conservation

funds more heavily in areas of traditional community development such as health, education, shelter, safety, and governance.

This places ICDPs firmly in the area of conventional development programs, with considerations of family planning, health, and education, especially for women, becoming pivotal. Literature on ICDPs suggests greater concern for the health of the environment than that of people, but the two are inextricably linked and need to be considered when hypotheses about ICDPs are tested. Although there is some concern that community development proposals have had to expand their focus to take the environment into account if they want to obtain funding (Campbell and Vainio-Mattila 2003) and that community development organizations sometimes ignore the social and financial benefits of wildlife conservation (Rogers 2005), those promoting ICDPs may need to broaden their focus if their conservation aims are to be sustained.

Lesson 2.2: ICDP effectiveness is correlated with broad-based measures of human capacity development.

Social Capital

Democracy and integrated conservation and development projects

As with other forms of community development (Campbell and Vainio-Mattila 2003), many integrated conservation and development projects (ICDPs) try to empower stakeholders by involving them in research and development at all stages so that they achieve ownership of the project objectives (Sayer and Campbell 2004). Frequently, this involves the empowerment of those with less power in the community, particularly women, who often have a vested interest in sustaining natural resources because they are usually the ones who collect and use them to maintain subsistence inputs to the household (Ostrom 1990, Agrawal and Chhatre 2006). Community development programs of this type are particu-

larly effective at fostering “strong democracy,” which is emerging as the major alternative to “thin democracy,” national parliamentary representation that is often distant from community influence and generally promotes market-led globalization (Powell and Geoghegan 2006). There is empirical evidence that the democratization of decision making can benefit natural resource quality; in the Indian Himalaya, natural resource quality was more likely to be maintained in those areas in which there was a reasonable probability that community leadership could change (Agrawal and Chhatre 2006). Democratization can also reduce corruption, which is increasingly seen as a threat to conservation (Smith and Walpole 2005) and thus the effectiveness of ICDPs. On the other hand, strong, stable leadership can also have benefits. In Cameroon, the relative success of the conservation program at Kilum/Ijim is the result of the absolute authority of the local traditional leader, the Fon (Gartlan 2004), although such systems are rarely stable for long.

With respect to governance appraisal of ICDPs, progress may benefit from the application of the World Bank measures of the six dimensions of governance: (1) voice and accountability, (2) political stability and the absence of violence, (3) government effectiveness, (4) regulatory quality, (5) the rule of law, and (6) control of corruption (Kaufmann *et al.* 2005). Such measures are regularly recorded at a national level, with the information on scores and trends freely available, and some can be applied at regional and local levels, although, to ensure that governance measures encompass local concerns, the six dimensions may be just the starting point for discussions about how to measure governance equity. Alternatively, there is a range of principles derived by Anderies *et al.* (2004) for robustness in social-ecological systems that have as their basis democratic principles and community involvement in decision making. Institutions that were fragile or collapsed had followed few of these principles; enduring ones had followed most of them.

Lesson 3.1: ICDP effectiveness is positively correlated with national and regional governance scores

and/or indicators of robustness of social-ecological systems.

Tenure

A lack of identified ownership of land or sea has long been seen as leading inevitably to the overexploitation of shared resources (Hardin 1968). Although there is ample theoretical and empirical evidence that cooperation is a fundamental element of human behavior based on sound theoretical principles (Hrshka and Heinrich 2006), and there are plenty of examples, at scales from local to global, to show that communities can develop rules for managing common property (Ostrom 1990), the lack of secure tenure is seen as particularly critical in those areas in which government has replaced traditional land ownership regimes (Adams 2001, Sayer and Campbell 2004).

However, security of tenure is not always an effective means of protecting natural capital. When equitable tenure is established, it can then provide incentives to invest in built capital rather than conserve natural capital. Although sustainable management of natural resources is seen as one of the benefits of land reform, the capacity to invest in agricultural intensification is an even more desirable consequence (Feder and Nishio 1998, Deininger 2004). Nor does secure communal tenure necessarily protect natural values. Traditional marine tenure is secure under national law in New Guinea, but this has not prevented the overexploitation of coral (Cinner 2005), whereas, in Burkina Faso, traditional communal tenure is considered sufficiently secure to enable investment in agricultural intensification (Brasselle *et al.* 2002). At a more fundamental level, one result of the enclosure of the commons in 17th-century England was that those who used them felt no responsibility for them, a philosophy that suffuses modern capitalism and its concept of natural capital as a natural resource (Appleby 1976, 1978). Thus, secure tenure and land title may not be a universal panacea for poor management of the commons, and a hypothesis to test this should be developed.

Lesson 3.2: ICDPs are more effective in areas in which there are stable, transparent, and equitable systems of land or sea ownership.

Sequencing interventions

ICDPs would not be necessary if there were not a perceived need to change existing practices and disturb the established order. However, because power is relative, changes such as democratization inevitably reduce the power of others in society, either in government or in the community itself. Although the ICDP literature is effusive in its espousal of community empowerment, it is notably less forthcoming about techniques for decreasing the power of those who are already holding it, and usually there is strong resistance from vested interests (Adams 2001, McShane and Newby 2004, Child and Dalal-Clayton 2004, Agrawal and Chhatre 2006). In the Luangwa Valley in Zambia, transparent systems for distributing the benefits of integrated conservation and development exposed the corruption of senior chiefs, who were then deposed (Child and Dalal-Clayton 2004), but such examples are rare. The change in Zambia was possible only because the facilitators of the ICDP had worked in an appropriate sequence across several scales, strengthening local institutions while at the same time maintaining the resolve of the aid agency. This illustrates the interaction between the different scales of governance within which any ICDP will operate and the sequence in which interventions are undertaken.

The order in which interventions occur can be critical to eventual outcomes. For instance, if changes in land tenure laws are handled poorly, the results can include major conflicts (Deininger 2004), the development of landed elites (Adams 2001), or even the felling of forest to establish land ownership (Binswanger 1991). Nevertheless, in some countries there has been an orderly transfer of ownership from government to private or communal ownership with substantial benefits for the communities concerned (Deininger 2004). The key has been working at different levels of governance at the appropriate time. This applies to most ICDPs, which inevitably work within a multiscale environment with different complexities of gov-

ernance at each level (Sayer and Campbell 2004).

Lesson 3.3: The effectiveness of ICDPs is improved by appropriately sequencing interventions across multiple scales and levels of governance.

Built Capital

The trade-off of built capital for natural capital

Case studies of integrated conservation and development projects (ICDPs) rarely consider the importance of built capital to program persistence, and there is an underlying assumption that the creation of infrastructure generally increases the level of threat to natural capital values. The development component of ICDPs is thus commonly considered to be the development of social, financial, and human capital without the uncomfortable recognition that built capital may be a precondition for some of the other types of development. Sometimes the lack of built capital is an explicit measure of the value of natural capital, as in the definition of wilderness as being largely devoid of human influence, e.g., the U.S. Wilderness Act of 1963. This is in marked contrast to community development, in which the creation of housing or other facilities is a measure of success that reinforces social capital (Knotts 2006), because there is often a significant association between the development of built capital and subsequent increases in income (Fedderke *et al.* 2006). In poor societies, built capital may be the primary benefit derived from conservation projects (Hellquist 2004). In both literal and figurative senses, built capital is seen as a concrete measure of the success of development programs. In fact, built capital is sometimes the sole measure of success and, such is the durability of concrete, steel, and tar, that the construction of roads and solid buildings then shapes the society for which they were built (Scott 1998).

The development of built capital almost always has both positive and negative effects on other capitals; some built capital can degrade other capitals even with the best intentions (e.g., Lam 1996). Certainly,

goods usually need roads for transport to market; effective education is usually conducted under a roof; e-marketing needs computers, telecommunications, and sources of power; and tourists wealthy enough to improve local incomes usually demand physical comforts. However, each of these can involve trade-offs. Roads for transformed, sustainably harvested nontimber forest products can carry logging trucks, education can provide no more than a passport to the city, and digital communication simply increases awareness of unattainable urban consumerism, whereas the byproduct of urban wealth, the rich fickle tourist, can destroy the very assets that attract them. Many of these assertions are common sense; some have been tested empirically, such as the negative association between access to markets and the strength of traditional governance regimes for marine resources (Cinner 2005). The results of this trend are also equivocal. Although Scott (1998) would maintain that the inexorable spread of built capital, while usually raising local health, education, and personal wealth, is essentially an extension of state control over its citizens, this allows greater exploitation or more effective protection of natural capital for all of the nation's citizens, not just those with immediate access to that capital. There are thus two inescapable questions: Is the development of built capital a necessary condition for the success of ICDPs, and under what circumstances has built capital contributed to positive trends in all capitals?

Lesson 4.1: It is necessary to trade off natural for built capital if other capitals are to increase and associated ICDPs are to persist.

Financial capital

Environmental payments vs. belief systems

One of the principal underlying assumptions of integrated conservation and development projects (ICDPs) is that there must be financial compensation for any loss of opportunity arising from biodiversity conservation. There is empirical evidence that biodiversity, as opposed to individual useful species and

processes, is more valuable globally than locally (e.g., Kremen *et al.* 2000). As Kiss (2004b) maintains, those seeking biodiversity conservation in poor countries are usually external stakeholders competing with both local values and other external stakeholders who place greater value on the resources they can extract. In this sense, proponents of ICDPs follow a long tradition. The similarities between biodiversity advocates and religious missionaries in previous centuries are sometimes uncomfortably close (Grove 1989), and there are arguments that conservation biology has many of the characteristics of a religion (Taylor 2001). Alternatively, biodiversity conservation can be seen as a new form of colonialism, an incomprehensible imposed value that is only possible because of an economically driven power imbalance (Hellquist 2004), and it can be argued that payment for services makes this relationship explicit, transparent, and negotiable.

This approach, however, assumes that the motivations of all the communities requiring development are essentially materialistic. By implication, this suggests that the Stoic-Christian traditions, which deny any moral relationship between humans and nature (Passmore 1974), are universal, or at least that their universal domination is inevitable. In fact, materialistic attitudes to the environment only began to dominate in the west in the Middle Ages, as part of the efforts of the Catholic church to counter the "superstitions" of animism, and spread elsewhere round the globe through colonial mercantilism and Marxist analyses of capitalism (Appleby 1976, 1978, Thomas 1983). Outside the west, there are numerous long-standing unbroken traditions in the major religions (e.g., Sivaraksa 1989, Sharma *et al.* 1999, Khalid 2002, Negi 2005) and at the local level (e.g., Byers *et al.* 2001, Jones and Young 2004, Bhagwat *et al.* 2005, Xu 2005) that effectively conserve biodiversity without financial compensation. In such cases, supporting those who advocate the maintenance of local traditions may be more effective than providing payments.

Other views are also long-standing in the Christian/materialistic tradition. The modern concern with biodiversity and heavy investment in its protection are at

least as much a consequence of 18th-century romanticism as of utilitarian arguments that biodiversity conservation is essential for the survival of the human species (Thomas 1983). The heterogeneity of environmental values may explain the equivocal results of analyses of ICDPs by Salafsky *et al.* (2002) and Brooks *et al.* (2006). Thus, there may be situations in which financial support may merely replace, and could undermine, local traditions of conservation.

Nevertheless, powerful economic forces and motivations usually do overwhelm both local philosophies that are consistent with conservation and those promulgated by proponents of ICDPs. Furthermore, religion can favor environmental degradation as much as oppose it (Greeley 1993). In many cases, regardless of philosophy, people living with nature cannot afford to bear the costs incurred by foregoing the opportunities offered by alternative and mutually exclusive land uses. For instance, as shown by the behaviour of the Punan in Kalimantan (Levang *et al.* 2003), few parents eschew opportunities to increase the probability that their children will survive, even if it means abandoning sustainable traditions. Further, community homogeneity is a myth. Even in traditional societies, at least some members of the community are actively seeking to increase their status through alternative exploitative land uses. The difficulty then is to provide sufficient ongoing funds to match alternatives, always being aware that any funding slippage may be irredeemable in terms of land-use change and biodiversity loss. The difficulty is that, beyond subsistence, poverty is relative, and the desire for status is never satisfied (de Botton 2004). Thus, it could be argued that financial compensation for those with food, water, security, and shelter is less effective in the long term than the internalization of the belief that biodiversity has intrinsic value by those making critical decisions about land use.

Lesson 5.1: Financial incentives are especially important in those areas in which belief-based constraints on environmental exploitation are ineffective.

Contracts, targets, and milestones

Assuming that payments of some kind are required for the provision of biodiversity services from communities that can either not afford to maintain them or do so only under duress, there remains the highly contentious issue of how best to pay for them. Ferraro (2001), Kiss (2004b), and others suggest that payments for environmental services (PES) are the most cost-effective means of improving the welfare of communities and of maintaining biodiversity, because they represent a simple trade based on measurable outputs, with payment being provided only on the basis of delivery (Wunder 2005). However, although this has been achieved effectively in places like Holland (e.g., Musters *et al.* 2001), Salafsky and Margoulis (2004), Wunder (2005), and others are sceptical about the practicalities in places in which institutions have less control, and can point to few examples in poor countries in which the idea has been taken up profitably and with enthusiasm.

In his recent review of PES, Wunder (2005) recognized four situations in which such payments are currently occurring: carbon sequestration, biodiversity protection, watershed protection, and landscape beauty. However, in each case there appeared to be a relatively narrow range of situations in which benefits were likely to accrue to local communities. A major concern is that a system of ongoing payments for ecosystem services means that those services persist only as long as there is a market for them. Any intermission in funding supply, a frequent problem when projects run for 5 yr or less, opens those services, and the resources on which they are based, to bids from other users. Alternatively, major inputs of conservation funding to set aside natural capital can disempower people by preventing them from undertaking what they see as legitimate land-development opportunities. The landless are likely to be the most disempowered, because they have no services to sell. In fact, PES can be counterproductive if, despite compensation, the loss of agricultural land leads to more hunting (Johannessen 2006).

Both cash or in-kind payments have drawbacks (Wunder 2005). An alternative strategy for delivering

payments is through the employment of participants in action research with regular performance reviews, defining sustainability as an ongoing process of change and adaptation (Sayer and Campbell 2004). Payments are thus integrated into processes that provide other benefits to the community, as is reflected in the results of Salafsky *et al.* (2002). All these methods, however, are new, and their durability is still untested. Even case studies are relatively few, especially in poorer countries, and a lot of questions regarding the circumstances under which PES are most likely to be successful, how long they should last, how delivery should be enforced, and related costs all need to be answered before a testable hypothesis can be formulated.

Lesson 5.2: Environmental payments are likely to be more effective in facilitating improved livelihoods if they are administered through contractual arrangements linked to targets and milestones.

Hypothesis testing

There is some urgency to find patterns among integrated conservation and development projects (ICDPs) that work. Nearly all agencies wishing to undertake community development now use the language of sustainability and have aims that are ostensibly similar to those of ICDPs (Appendix 1). Although the extent to which different capitals are emphasized varies between organizations, the fundamental philosophies are the same. As Campbell and Vainio-Mattila (2003) pointed out, although integrated conservation and development have taken over the participatory community development agenda, neither the empirical nor the theoretical basis of success has been determined. It is certainly naïve to assume that any of these hypotheses can be tested independently. It is also likely that there will be a diverse range of correlates with successful and unsuccessful ICDPs, to say nothing of trying to perform the difficult task of testing what would have happened had no ICDP been attempted (Ferraro and Pattanayak 2006). Diversity in governance (Ostrom 2005) and in routes to sustainability (Kemp *et al.*

2005) is thought to be as important as genetic variation in the evolution of the robust social-ecological systems that are the ultimate objectives ICDPs.

To take the lessons we have proposed and test them as hypotheses will depend on the collection of enough relevant data at a range of appropriate temporal and spatial scales. Existing studies almost always acknowledge the limitations of small sample sizes, an excessive number of variables, and, often, the selective geographically or environmentally confined nature of their sample sizes (McShane and Newby 2004, Cinner 2005, Agrawal and Chhatre 2006). Similarly, Brooks *et al.* (2006) were unable to find adequate data to test a smaller range of hypotheses to their full extent.

There is, potentially, a far wider range of case studies from which to draw data than might be anticipated. As it is, some existing local data sets (e.g., Gjertsen 2005, Hayes and Ostrom 2005, Agrawal and Chhatre 2006) are impressively large and are already making it possible to test certain hypotheses. The adoption of sustainability principles by so many organizations with a wide variety of aims also expands the range of examples from which to draw data for analysis.

There is also an expanding range of statistical tools with which such data can be analyzed. A modern statistical portfolio includes influence diagrams, logic trees, Bayes nets, Monte Carlo simulations, fuzzy logic, and decision theory as well as multifactorial analysis, principal component analysis, and other more conventional techniques for data mining. An essential part of any model building will be the optimization of gain in all five capitals. Alternatively, one might test the social success of ICDPs using the new generation of happiness indices (e.g., Cummins *et al.* 2003); as recognised by Stem *et al.* (2005), ICDP monitoring and evaluation needs to learn a few lessons from the social sciences if it is to understand the processes leading to robustness and resilience. Ultimately, the aim of the analyses will be to identify the features of ICDPs that are most likely to achieve their diverse aims and give guidance where currently there are hunches and suppositions.

Bibliographic references

- [1] **Adams, M.** 2001. *Tenure security, livelihoods and sustainable land use in Southern Africa*. Pages 1-11 in Proceedings of the SARPN conference on Land Reform and Poverty Alleviation in Southern Africa (Pretoria, 2001). Southern African Regional Poverty and Development Network, Johannesburg, South Africa.
- [2] **Adams, W. M., R. Aveling, D. Brockington, B. Dickson, J. Elliott, J. Mutton, D. Roe, B. Vira, and W. Wolmer.** 2004. *Biodiversity conservation and the eradication of poverty*. *Science* 306:1146-1149.
- [3] **Agrawal, A.** 2001. *Common property institutions and sustainable governance of resources*. *World Development* 29:1649-1672.
- [4] **Agrawal, A., and A. Chhatre.** 2006. *Explaining success on the commons: community forest governance in the Indian Himalaya*. *World Development* 34:149-166.
- [5] **Anderson, B.** 1991. *Imagined communities: reflections on the origins and spread of nationalism*. Verso, London, UK.
- [6] **Appleby, J. O.** 1976. *Locke, liberalism and the natural law of money*. *Past and Present* 71:43-69.
- [7] **Aswani, S., and R. J. Hamilton.** 2004. *Integrating indigenous ecological knowledge and customary sea tenure with marine and social science for conservation of bumphead parrotfish (*Bolbometopon muricatum*) in the Roviana Lagoon, Solomon Islands*. *Environmental Conservation* 31:69-83.
- [8] **Barrett, C. B., D. R. Lee, and J. G. McPeak.** 2005. *Institutional arrangements for rural poverty reduction and resource conservation*. *World Development* 33:193-197.
- [9] **Bebbington, A.** 1999. *Capitals and capabilities: a framework for analyzing peasant viability, rural livelihoods and poverty*. *World Development* 27:2021-2044.
- [10] **Bernoulli, D.** 1954. *Exposition of a new theory on the measurement of risk*. *Econometrica* 22:23-36.
- [11] **Brasselle, A. S., F. Gaspart, and J. P. Platteau.** 2002. *Land tenure security and investment incentives: puzzling evidence from Burkina Faso*. *Journal of Development Economics* 67:313-418.
- [12] **Brooks, J. S., M. A. Franzen, C. M. Holmes, M. N. Grote, and M. B. Mulder.** 2006. *Testing hypotheses for the success of different conservation strategies*. *Conservation Biology* 20:1528-1538.
- [13] **Campbell, B. M. S., and M. K. Luckert.** 2002. *Uncovering the hidden harvest: valuation methods for woodland and forest resources*. Earthscan, London, UK.
- [14] **Campbell, L. M., and A. Vainio-Mattila.** 2003. *Participatory development and community-based conservation: opportunities missed for lessons learned?* *Human Ecology* 31:417-436.
- [15] **Carney, D.** 1998. *Sustainable rural livelihoods. What contribution can we make?* Department for Internal Development, London, UK.
- [16] **Connell, J. H.** 1978. *Diversity in tropical rain forests and coral reefs*. *Science* 199:1302-1310.
- [17] **Cummins, R. A., R. Eckersley, J. Pallant, J. van Vugt, and R. A. Misajon.** 2003. *Developing a national index of subjective wellbeing: the Australian Unity Wellbeing Index*. *Social Indicators Research* 64:159-190.
- [18] **du Toit, J. T.** 2004. *Response to Burke. Conserving tropical biodiversity: the arid end of the scale*. *Trends in Ecology and Evolution* 19:226.
- [19] **Dunbar, R. I. M.** 1998. *The social brain hypothesis*. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews* 6:178-190.
- [20] **Evans, S. M., M. E. Gill, A. S. W. Retraubun, J. Abrahamz, and J. Dangeubun.** 1997. *Traditional management practices and the*

- conservation of the gastropod (Trochus nilitocus) and fish stocks in the Maluku Province (eastern Indonesia)*. Fisheries Research **31**:83-91.
- [21] **Fedderke, J. W., P. Perkins, and J. M. Luiz**. 2006. *Infrastructural investment in long-run economic growth: South Africa 1875–2001*. World Development **34**:1037-1059.
- [22] **Feder, G., and A. Nishio**. 1998. *The benefits of land registration and titling: economic and social perspectives*. Land Use Policy **15**:25-43.
- [23] **Fentress, J., and C. Wickham**. 1992. *Social memory: new perspectives on the past*. Blackwell, Oxford, UK.
- [24] **Ferraro, P. J.** 2001. *Global habitat protection: limitations of development interventions and a role for conservation performance payments*. Conservation Biology **550**:990-1000.
- [25] **Ferraro, P. J., and S. K. Pattanayak**. 2006. *Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments*. PLoS Biology **4**:e105.
- [26] **Franks, P., and T. Blomley**. 2004. *Fitting ICD into a project framework: a CARE perspective*. Pages 77-97 in T. O. McShane and M. P. Wells, editors. *Getting biodiversity projects to work: towards better conservation and development*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- [27] **Gartlan, S.** 2004. *Land tenure and state property: a comparison of the Korup and Kilum ICDPs in Cameroun*. Pages 208-231 in T. O. McShane and M. P. Wells, editors. *Getting biodiversity projects to work: towards better conservation and development*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- [28] **Gibson, C., J. Williams, and E. Ostrom**. 2005. *Local enforcement and better forests*. World Development **33**:273-284.
- [29] **Gjertsen, H.** 2005. *Can habitat protection lead to Improvements in human well-being? Evidence from marine protected areas in the Philippines*. World Development **33**:199-217.
- [30] **Greeley, A.** 1993. *Religion and attitudes toward the environment*. Journal for the Scientific Study of Religion **32**:19-28.
- [31] **Hayes, T., and E. Ostrom**. 2005. *Conserving the world's forests: Are protected areas the only way?* Indiana Law Review **38**:595-617.
- [32] **Hellquist, A.** 2004. *Are divergent preferences between benefactors and beneficiaries an obstacle to community-based conservation? A case study of the Palas Valley, northern Pakistan*. Dissertation. Lund University, Lund, Sweden.
- [33] **Holling, C. S.** 1973. *Resilience and stability of ecological systems*. Annual Review of Ecology and Systematics **4**:1-23.
- [34] **Jones, C. B., and J. Young**. 2004. *Hunting restraint by Creoles at the community baboon sanctuary, Belize: a preliminary survey*. Journal of Applied Animal Welfare Science **7**:127-141.
- [35] **Kaufmann, D., A. Kraay, and M. Mastruzzi**. 2005. *Governance matters IV: governance indicators for 1996-2004*. World Bank, Geneva, Switzerland.
- [36] **Knotts, H. G.** 2006. *Sticks, bricks, and social capital: the challenge of community development corporations in the American deep south*. Community Development Journal **41**:37-49.
- [37] **Kremen, C., J. O. Niles, M. G. Dalton, G. C. Daily, P. R. Ehrlich, J. P. Fay, D. Grewal, and R. P. Guillery**. 2000. *Economic incentives for rainforest conservation across scales*. Science **288**:1828-1832.
- [38] **Lutz, W., and A. Goujon**. 2001. *The world's changing human capital stock: multi-state population projections by educational attainment*. Population and Development Review **27**:323-339.
- [39] **Markowitz, H. M.** 1952. *Portfolio selection*. Journal of Finance **7**:77-91.

- [40] **Markowitz, H. M.** 1999. *The early history of portfolio theory 1600-1960*. Financial Analysts Journal **55**:5-16.
- [41] **Negi, C. S.** 2005. *Religion and biodiversity conservation: not a mere analogy*. International Journal of Biodiversity Science and Management **1**:85-96.
- [42] **Passmore, J.** 1974. *Man's responsibility for nature*. Duckworth, London, UK.
- [43] **Powell, F., and M. Geoghegan.** 2006. *Beyond political zoology: community development, civil society, and strong democracy*. Community Development Journal **41**:128-142.
- [44] **Pretty, J.** 2003. *Social capital and the collective management of resources*. Science **302**:1912-1914.
- [45] **Pretty, J., and D. Smith.** 2004. *Social capital in biodiversity conservation and management*. Conservation Biology **18**:631-638.
- [46] **Riddett, L.** 1995. *Think again: communities which lose their memory: the construction of history in settler societies*. Journal of Australian Studies **44**:38-47.
- [47] **Rogoff, I.** 2000. *Terra Infirma: geography's visual culture*. Routledge, London, UK.
- [48] **Salafsky, N., and R. Margoulis.** 2004. *Using adaptive management to improve ICDPs*. Pages 372-396 in T. O. McShane and M. P. Wells, editors. *Getting biodiversity projects to work: towards better conservation and development*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- [49] **Sayer, J., and B. Campbell.** 2004. *The science of sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- [50] **Sayer, J., and M. P. Wells.** 2004. *The pathology of projects*. Pages 35-48 in T. O. McShane and M. P. Wells, editors. *Getting biodiversity projects to work: towards better conservation and development*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- [51] **Schröder, J. -M.** 2001. *NTPF use and sustainability: the example of Prunus africana in Cameroon*. ETRN News **32**:12-14.
- [52] **Sivaraksa, S.** 1989. *Development and environment in south-east Asia*. Zula **24**:429-436.
- [53] **Smith, R. J., and M. J. Walpole.** 2005. *Should conservationists pay more attention to corruption?* Oryx **39**:251-256.
- [54] **Stem, C., R. Margoulis, N. Salafsky, and M. Brown.** 2005. *Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches*. Conservation Biology **19**:295-309.
- [55] **Thomas, K.** 1983. *Man and the natural world*. Allen Lane, London, UK.
- [56] **Wells, M. P., T. O. McShane, H. T. Dublin, S. O'Connor, and K. H. Redford.** 2004. *The future of integrated conservation projects: building on what works*. Pages 397-422 in T. O. McShane and M. P. Wells, editors. *Getting biodiversity projects to work: towards better conservation and development*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- [57] **Wunder, S.** 2001. *The economics of deforestation: the example of Ecuador*. Palgrave Macmillan, Basingstoke, UK.
- [58] **Wunder, S.** 2005. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- [59] **Xu, J., E. T. Ma, D. Tashi, Y. Fu, Z. Lu, and D. Melick.** 2005. *Integrating sacred knowledge for conservation: cultures and landscapes in southwest China*. Ecology and Society **10**: 7. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art7>
- [60] **Zavaleta, E. S., and K. B. Hulvey.** 2004. *Realistic species losses disproportionately reduce grassland resistance to biological invaders*. Science **306**:1175-1177.

Gestión social de ecosistemas forestales andinos

ECOBONA¹

¹ Documento preparado por ECOBONA sobre la base de artículo bajado del portal web de ECOBONA
<http://www.bosquesandinos.info>

Resumen

Se analiza el Ecosistema Forestal Andino (EFA), de importancia estratégica aunque deteriorado por actividades humanas como la agrícola y ganadera. Se revisa el manejo del bosque andino en sus diferentes categorías y se describe una propuesta que parte de la elaboración de un plan de manejo forestal precedido de acciones concertadas entre todos los actores locales. El Programa Regional ECOBONA implementado en Bolivia, Ecuador y Perú por la ONG Suiza INTERCOOPERATION permite recoger y compartir a través del presente artículo, las experiencias aprendidas en este campo.

Abstract

The Andean Forest Ecosystem (AFE) is analyzed; since it has a strategic importance even though is deteriorated by human activities such as agriculture and farming. Different Andean forestry management categories are revised and a proposal is described which is the result of the forestry management plan achieved through engagement actions among local actors. The ECOBONA Regional Program implemented in Bolivia, Ecuador and Peru by the Swiss NGO INTERCOOPERATION allows gathering and sharing through this article, experiences learned in this field.

Palabras clave.- Bioma, ecoregiones, gestión de riesgos, fajas de protección, reforestación, preservación, restauración de ecosistemas degradados, empoderamiento, páramos, humedales, agro-ecosistemas, territorialidad, subsidiaridad, Responsabilidad Social.

Introducción

El Convenio sobre la Diversidad Biológica define el ecosistema como un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional. Por lo tanto, el término ecosistema no corresponde necesariamente a los términos bioma o zona ecológica, pero se puede referir a cualquier unidad en funcionamiento a cualquier escala.

El mismo Convenio promueve el enfoque por ecosistemas, lo cual es una estrategia por la gestión integra-

da de tierras, extensiones de aguas y recursos vivos por la que se promueve la conservación y utilización sostenible de modo equitativo. Este enfoque reconoce que los seres humanos con su diversidad cultural constituyen un componente integral de muchos ecosistemas.

Ecosistema Forestal Andino

En el marco del enfoque ecosistémico, el Programa Regional ECOBONA ha definido el Ecosistema Forestal Andino (EFA) de la siguiente manera:

- Paisaje que integra bosques y áreas de producción agrícola y pecuaria en una unidad donde se generan relaciones ecológicas y socio culturales.
- Desempeña un papel fundamental en la dinámica del agua en la montaña.
- Dentro de este paisaje están los bosques andinos donde convive la riqueza de animales y plantas típicas, adaptada a las particulares características de clima, humedad y altitud de la región montañosa Andina.

En las montañas andinas los bosques son fundamentales. Para poblaciones rurales, los bosques son el banco de fibras, plantas medicinales, carne silvestre y, para pueblos originarios, son vínculos con el medio ambiente nativo. Además, son un lugar de encuentro cultural de paisajes para recrearse y fomentar actividades como el ecoturismo. La cobertura vegetal natural tiene alta relevancia en áreas de montaña, por su rol fundamental en la provisión de servicios ambientales vinculados a los recursos hídricos así como en las estrategias de adaptación al cambio climático, por ser ecosistemas frágiles, situados en las cabeceras de cuencas estratégicas y en las zonas más pobladas de los países andinos.

A pesar de tener una importancia estratégica, los bosques andinos están fragmentados y deteriorados. Una visión histórica nos enseña que la degradación sufrida por los bosques ha sido ocasionada por la minería, la tala indiscriminada para la carbonería y la provisión de leña. En la actualidad es atribuible sobre todo la ampliación de la frontera agrícola y ganadera que amenaza a los relictos de bosques. La población rural que vive en sus alrededores está empobrecida y tiene escasas oportunidades productivas, por lo cual es necesario fomentar alternativas económicas sostenibles que reduzcan las presiones sobre los bosques, adecuar las prácticas de manejo, fomentar políticas locales y nacionales para que estas reconozcan la importancia y el valor de los servicios ambientales que proveen los bosques.

Situación y delimitación

Los bosques andinos se localizan en varias eco-regiones y se extienden desde Venezuela al norte de Chile y Argentina. Existe un debate sobre el límite altitudinal en el cual se ubican estos bosques pero se puede decir que la altitud cambia conforme a la latitud. En términos generales, se puede hablar de un rango entre 1.000 y 3.500 m.s.n.m, aunque hay que reconocer que es un rango indicativo que no toma en cuenta condiciones particulares.

En el año 2007 arrancó un proceso liderado por la Comunidad Andina y otros actores regionales para elaborar un mapa de los ecosistemas de los Andes del Norte y Centro (desde Venezuela hasta Bolivia). A partir de esta información, el ECOBONA está preparando un estudio sobre la extensión, estado de conservación y amenazas a los bosques andinos desde Venezuela hasta Bolivia, la cual estará disponible a finales del 2009.

Manejo de bosques andinos

Se pueden agrupar las diferentes actividades de manejo de los bosques andinos según las siguientes categorías:

a. Preservación de las partes altas

El manejo de bosques en zonas altas de las cuencas hidrográficas se vuelve cada más prioritario. Se trata de reconocer la función ambiental de protección de pendientes y de provisión de recursos hídricos que tienen los bosques andinos. En este sentido, los planes de manejo de bosque deben tomar en cuenta estas consideraciones así como la normatividad (por ej., los bosques protectores en Ecuador). También es necesario subrayar que el manejo de bosque incluye actividades de protección de fuentes, vertientes y ojos de agua mediante la reforestación o el cercamiento del lugar con el objetivo de evitar la contaminación (entrada de ganado) y mantener la humedad del lugar.

Se incluye en esta categoría la gestión de riesgos de incendios, quemas controladas y chaqueos. Se trata de mitigar la probabilidad de que ocurra un daño o pérdida y en el caso de los incendios forestales que ocasionan la destrucción de ecosistemas y de la biodiversidad existente en el área afectada. A través de la gestión de riesgos de incendios forestales se busca establecer prioridades para el control efectivo y elegir acciones adecuadas para la reducción de la ocurrencia de los incendios de bosques nativos y de pastizales. Las medidas incluyen organización de brigadas, plan de intervención, herramientas, capacitación para controlar las quemas (establecimiento de fajas de protección).

b. Recuperación de zonas degradadas

La recuperación de zonas degradadas puede darse por restauración, reforestación y manejo de presiones.

La restauración de bosques puede darse por medidas silviculturales que permiten la generación natural como cerramiento de áreas y enriquecimiento con las mismas especies existentes en el lugar. Hay que tomar en cuenta que la generación natural es muy lenta con las especies andinas y que puede ser necesario introducir especies exóticas para ayudar a una restauración más rápida.

La reforestación o manejo de plantaciones es una práctica muy común en los Andes, con predominancia de plantaciones de especies exóticas; sin embargo, en la última década también se han desarrollado programas de reforestación con especies nativas. Los resultados e impactos socio-económicos de tales programas de largo plazo empiezan a ser visibles (beneficios económicos y sociales). Las plantaciones de gran escala impulsada por el Estado están acompañadas de planes de reforestación siguiendo criterios y metodologías definidos, mientras la siembra de plántones por parte de comunidades rurales es mucho más aleatoria. Últimamente, los programas de reforestación buscan además de los beneficios tradicionales capturar carbono, y de esta manera, ser elegibles dentro del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL).

El manejo de presiones hace parte integral del manejo de los bosques y asegura su protección. Incluye medidas de protección física así como incentivos económicos y la propuesta de alternativas económicas. Las presiones principales en las partes andinas son la ganadería, el avance de la frontera agrícola así como la extracción de leña. Las soluciones dependen de cada contexto y deben ser negociadas con los actores locales. Pueden incluir por ejemplo, actividades de reforestación (por ej., para la provisión de leña) y mejora de prácticas agrícolas y de manejo de ganado.

c. Aprovechamiento sostenible

En cuanto al aprovechamiento forestal es necesario subrayar que las especies que conforman los bosques andinos tienen bajo valor comercial y son básicamente para uso doméstico y/o tradicional. El aprovechamiento comercial maderable en bosques andinos está limitado por la baja tasa de crecimiento de las especies debido a los factores abióticos (clima, suelos, pendiente, humedad), y principalmente por la fragmentación del bosque. Sin embargo, en bosques más extensos y en buen estado existen volúmenes significativos de madera y se pueden encontrar especies valiosas como el cedro de altura y el roble, las cuales son aprovechables comercialmente; esto nos demuestra que los bosques andinos son aprovechables pero en menor intensidad que los bosques amazónicos. La herramienta central y requerida por las leyes del aprovechamiento de bosques es el plan de manejo forestal.

El aprovechamiento de productos no maderables (miel, plantas medicinales, frutos, pero también leña y carbón) sigue los mismos principios de aprovechamiento que la materia forestal en el sentido que se permite extraer una cantidad que no merme la capacidad del bosque. En la parte andina, hay pocos productos no maderables altamente rentables, en relación a otras partes del mundo y están destinadas sobre todo para el consumo personal o el mercado local. En este sentido, no existen planes de manejo para aquellos productos.

Plan de Manejo Forestal

Un plan de manejo forestal delimita y define el uso de las diferentes zonas al interior del bosque:

- Unidades de preservación integral de acuerdo al estado de la vegetación, a la pendiente preservación del recurso, de la biodiversidad y de las funciones estratégicas (fuentes de agua).
- Áreas de recuperación con acción de enriquecimiento (restauración de los ecosistemas degradados).
- Zonas de uso sostenible con extracción de productos (requiere definir volumen y periodicidad de extracción).

El plan es una herramienta destinada al aprovechamiento sostenible de los recursos generados por el bosque (recursos maderables, vegetales no maderables e hídricos); por otro lado, responde al principio de no utilizar más de lo que el ecosistema logra producir y reponer.

Un plan de manejo forestal solo no es suficiente para asegurar un manejo sostenible y debería ser acompañado previamente, por planes de ordenamiento territorial y posteriormente, de normas locales que aseguran su implementación y control.

Los planes de manejo forestal en EFA pueden ser tradicionales o domésticos (por uso propio) o de índole comercial. La normativa de cada país define los procedimientos de los planes comerciales, a pesar de no tomar en cuenta la especificidad de los ecosistemas andinos. En cuanto a los planes tradicionales, no existen procedimientos claros al respecto y en la mayoría de los casos la población aprovecha el bosque sin mucha planificación.

En una propuesta de gestión social de Ecosistemas Forestales Andinos, la elaboración de un plan de manejo forestal debería ser precedido de una serie de acciones concertadas entre actores como:

- a. Un diagnóstico de situación (entorno socio-institucional y económico y ecosistema forestal);

- b. El análisis de las presiones sobre los bosques (cuadro de presiones);
- c. El análisis de la oportunidad de la intervención;
- d. El diseño de la estrategia y finalmente la elaboración del plan mismo.

La implementación del mismo plan de manejo debería acompañarse de una normatividad local.

Aspectos de normatividad en la región

El concepto de normatividad local en la gestión de los recursos naturales puede definirse como el conjunto de acciones desplegadas por las comunidades campesinas, encaminadas a normar el uso y acceso a los recursos naturales. También incluye iniciativas de municipios dirigidas a regular temas ambientales, mediante mecanismos tradicionales como las ordenanzas municipales.

Con base en diferentes iniciativas en los Andes, INTERCOOPERATION realizó un estudio ejemplificando tres casos en Ecuador, Bolivia y Perú, las experiencias de normatividad local y su vinculación con otros niveles de decisión.

Los principales aprendizajes recogidos por el estudio son:

a. El origen de la normatividad

- El punto de partida de los procesos de normatividad local es la existencia de un tejido de relaciones entre actores públicos y privados de un territorio.
- Los procesos exitosos de normatividad local surgen en escenarios donde la ley es insuficiente y no cuenta con los instrumentos adecuados para la gestión de los recursos naturales. La cuestión debe centrarse en la búsqueda de mecanismos que permitan integrar los aprendizajes de los procesos de normatividad local a una agenda de nivel nacional.

b. Las normas como alternativas de gestión de recursos naturales

- Las normas locales de las comunidades o de los gobiernos locales son una alternativa viable para frenar el deterioro de los recursos naturales en el ámbito local; no obstante, deben acompañarse de un apoyo técnico que tenga en cuenta el aprovechamiento del capital natural disponible en un territorio determinado. De igual manera, las normas deberían ir de la mano de los planes de manejo y de los planes de ordenamiento territorial.
- En el caso de los territorios que no cuentan con tierras comunales o con una organización comunitaria fuerte sino con propietarios privados del bosque, la ordenanza municipal aparece como el instrumento de gestión y de control adecuado.
- Las normas que buscan la protección y el manejo sostenible de los recursos naturales aseguran los servicios ambientales y los factores de producción (agua, suelo, bosque) de la población rural y son uno de los elementos que permiten mejorar sus condiciones de vida.
- Las normas nacionales y locales surgen en atención a un recurso natural en particular - agua, suelo, biodiversidad - pero en el caso de las locales su elaboración finaliza en un tratamiento integral de los recursos naturales.

c. La normatividad como fuente de empoderamiento

- Las normas elaboradas de manera consensuada y participativa fortalecen el empoderamiento de los actores sociales y la inclusión de todos los grupos de las comunidades, así como la superación de conflictos entre grupos de interés.
- La normatividad local también permite el fortalecimiento de las organizaciones de base y de los gobiernos locales en sus nuevas atribuciones para la gestión ambiental.
- El grado de aplicación de la normatividad

local es mayor gracias a la concientización de la población, la toma de decisión compartida y el control social.

d. El proceso de normatividad

- Los procesos de normatividad son largos y deben pasar por una serie de etapas para asegurar el consenso, que permite una mejor aplicación y seguimiento de la norma. También cabe subrayar que es fundamental revisar y reactivar las normas con cierta frecuencia para actualizarlas en la agenda de los actores locales.
- La aplicación sostenible de las normas no está demostrada. Será necesario analizar qué podría suceder al finalizar el apoyo institucional. De igual forma, las ordenanzas municipales están sometidas a los cambios de autoridades, y si bien las normas no pueden reemplazarse per se, su aplicación y seguimiento depende mucho del interés de las autoridades en función de gobierno y de la presión de la sociedad civil.

Normas sobre Ecosistemas Forestales Andinos (EFA) en cada país

Tanto en Bolivia como en Ecuador y Perú existen diferentes niveles de normas que tienen una cierta vinculación con la temática de los ecosistemas forestales andinos; sin embargo una revisión de las normas nacionales (Constituciones, Leyes, Reglamentos, Decretos, Resoluciones ministeriales) y de otros instrumentos normativos del ámbito local, evidencia un vínculo muy general con estos ecosistemas.

Es posible subrayar la existencia de algunas normas vigentes más específicas:

a. Bolivia: Normas técnicas para el manejo forestal en bosques andinos y chaqueños (1997)

El establecimiento de estas normas tiene los objetivos de: a) fomentar la participación de la población rural

en el sector forestal; b) generar ingresos del manejo forestal; c) reducir impactos negativos del aprovechamiento y disminuir la conversión a otros usos; y d) fomentar la conservación y uso del bosque. Estas normas se aplican para la utilización comercial de productos maderables y no maderables. Adicionalmente se propone instrumentos diferenciados en función de la altitud (por encima o debajo de 2500 m.s.n.m.) y/o de la extensión de los bosques (alrededor de 200 ha). La entidad responsable de la aprobación y verificación de estos planes de manejo es la Superintendencia Forestal mediante la Unidad Forestal Municipal, en los lugares donde ésta existe.

b. Ecuador: Política y estrategia nacional de ecosistemas andinos del Ecuador (Oficializada por la autoridad ambiental nacional en 2008)

Esta política recoge las pautas necesarias para el manejo sustentable de los ecosistemas andinos en el Ecuador (páramos, humedales, bosques andinos y agro-ecosistemas). Sobre la base de esta experiencia, se están llevando a cabo procesos similares en Bolivia y Perú que, en conjunto, se espera que aporten a la definición de lineamientos comunes para la gestión social y conservación de los ecosistemas andinos para los países de la Comunidad Andina.

c. Perú: Normas técnicas para productos forestales diferentes de la madera (2003), plan de manejo forestal de la tara (2006)

La normatividad peruana de carácter nacional en materia forestal está compuesta por la Ley Forestal y de Fauna Silvestre y sus Reglamento, La Ley General de Medio Ambiente, La Ley Sobre la Conservación y Aprovechamiento Sostenible de la Diversidad Biológica, entre otras menores; no obstante tal normatividad no hace una referencia específica al tema de Ecosistemas Forestales Andinos (EFA), que permita diferenciarlo del resto de ecosistemas existentes a nivel nacional, en función a sus características particulares.

Sin embargo, esta carencia de elementos legales a nivel nacional, no ha impedido que se generen normas técnicas específicas (tara y productos forestales

no maderables) y que en el ámbito regional se hayan dado lineamientos propios para cada región, en función a las particularidades de sus ecosistemas forestales, los mismos que se ven plasmados en las correspondientes agendas ambientales, todos ellos aprobados mediante ordenanza regional, que tienen rango de ley para fines de jurisdicción.

Elaboración de normas locales

En Bolivia se han desarrollado algunos pasos metodológicos para elaborar normas comunales (es decir, de comunidades campesinas) los que, conjuntamente con otros enfoques de manejo de bosques, están plasmados en un pequeño manual de capacitación destinado a técnicos de gobiernos locales.

El manual describe las 3 partes de una norma: 1) el cuerpo de la norma; 2) los mecanismos de control social; 3) las sanciones.

Se propone elaborar normas siguiendo los pasos que se presentan a continuación:

- Identificar la necesidad de elaboración de la norma y la metodología.
- Autodiagnóstico para identificar actores y presiones al bosque.
- Realizar una asamblea comunal para consensuar, redactar y validar la norma.
- Homologar la norma ante las instancias correspondientes (armonización con las leyes vigentes).
- Difundir la norma (por medios de comunicación apropiado).
- Aplicar la norma con el control social.
- Evaluar el impacto de la norma y prever su revisión cada 2 años.

De igual forma se ha sistematizado la experiencia de elaboración de normas en más de 85 comunidades de Bolivia. A continuación se describen las principales lecciones aprendidas:

- a. **Importancia del contexto andino.** Las normas comunales han sido posibles en los Andes bolivianos, por la organización social fuerte existente en estos territorios (sindicato campesino). También reflejan las estrategias andinas de control vertical de varios pisos ecológicos, propios a los sistemas agrarios de esta zona.
- b. **Contexto legal.** El marco legal boliviano abre oportunidades de articulación para las normas locales con diferentes leyes: de la Constitución a la Ley de Participación Popular, Ley Forestal, Ley INRA, etc.
- c. **Beneficios de las normas comunales.** Las normas han permitido fortalecer la organización comunal y su capacidad de interlocución, han contribuido a una mayor autoestima de la identidad cultural y a una mejor convivencia social entre familias y comunidades; finalmente han generado capacidades locales.
- d. **Principios orientadores.** Las normas siguen una cierta lógica, la cual está regida por los siguientes principios: reconocimiento de la diversidad ecológica y cultural, de derechos, usos y costumbres de las comunidades rurales, principio de integración y participación social, principio de territorialidad, subsidiaridad, solidaridad-equidad, flexibilidad y sostenibilidad.

otras sostenibles, sin que ello implique la reducción de ingresos y oportunidades para los productores y productoras. Cabe subrayar que el canje podría llevar al desplazamiento o eliminación de estas actividades en los bosques, impidiendo la desaparición de las funciones y servicios ambientales que aquellos proveen.

Con esta consideración, surge la necesidad de promover iniciativas productivas locales a fin de reducir las presiones sobre los bosques andinos y sus ecosistemas asociados (páramos, punas y valles interandinos, entre otros). La sostenibilidad de estas alternativas productivas se sustenta en:

- El trabajo bajo los principios de Responsabilidad Social.
- El manejo ecoeficiente de los recursos naturales que evita o minimiza impactos ambientales y procura la conservación de la biodiversidad.
- El respeto a los derechos de los grupos humanos involucrados.
- La distribución equitativa de los beneficios generados por la actividad.
- La adecuada gestión empresarial.
- La búsqueda de un impacto positivo en el desarrollo económico local.

Alternativas productivas que reducen presiones sobre EFA

La economía mundial y los negocios han cambiado en los últimos años incrementando la demanda de productos, la apertura de mercados y la generación de nuevos nichos a nivel local, nacional e internacional. Esto ha incrementado las presiones del ser humano al entorno natural de los Ecosistemas Forestales Andinos, pero no necesariamente mejorando las condiciones de vida de las poblaciones rurales.

Una de las fórmulas implementadas a nivel rural en zonas de montaña de los países andinos ha sido el concepto de canje ecológico. Tal concepto propone el “canje” de actividades económicas que degradan por

Conclusión

En definitiva, la gestión de los ecosistemas forestales andinos cuenta con avances interesantes en Bolivia, Ecuador y Perú, gracias a la implementación del Programa Regional ECOBONA y sus instituciones aliadas. No obstante, quedan aún muchos retos por delante, para que estos ecosistemas se conserven y aprovechen de manera sostenible en la región andina. Por esta razón, es fundamental que instituciones públicas y privadas interesadas y/o vinculadas de una u otra manera con esta temática, promuevan acciones concretas para su manejo y conservación. Es además prioritario que involucren a todos los actores relevantes, al ser la gestión social tarea de todos los habitantes de un territorio.

Referencias bibliográficas

- [1] **Ansi3n, J.** 1986. *El 1rbol y el Bosque en la Sociedad Andina*. Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional Forestal y de Fauna y Organizaci3n de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentaci3n (FAO). Per3.
- [2] **Centro Internacional de Cooperaci3n para el Desarrollo Agr3cola.** 1999. *Gesti3n concertada de recursos y desarrollo local*. CICDA. Bolivia.
- [3] **Crettaz, M.** 2007. *Normatividad local en la gesti3n de los recursos naturales*. Intercooperation. Bolivia.
- [4] **Desarrollo Forestal Campesino en los Andes del Ecuador.** 1997. *Bosques Nativos Andinos: Alternativas T3cnicas*. Quito, Ecuador.
- [5] **PROBONA.** 2005. *Manejo Forestal Comunal Tradicional. Microcuenca del Q3rimayu. Ayopaya - Cochabamba*. Intercooperation. Bolivia.
- [6] **Morales, R.** 2004. *Normas comunales para el manejo de recursos naturales*. PROBONA - Intercooperation. Bolivia.
- [7] **Rham, P., Van Dam, C.** 2005. *Bosque nativo en el mundo campesino andino*. Programa de Bosques Nativos Andinos (PROBONA). Ecuador.
- [8] **Tob3n, C.** 2009. *Los bosques andinos y el agua*. Serie investigaci3n y sistematizaci3n N3 4. Programa Regional ECOBONA – Intercooperation, CONDESAN. Quito .
- [9] **Wunder, S.** 1996. *Los caminos de la madera*. Programa de Bosques Nativos Andinos (PROBONA), Uni3n Mundial para la Naturaleza (UICN). Ecuador.

Modelo de Gestión Forestal para el Uso Sustentable de los Bosques Mediterráneos Chilenos

por Pablo Honeyman L.¹, Pablo Cruz J.², Carlos Schulze D.³,
Carlos Hube A.⁴, Jorge Urrutia R.⁵, Carlos Ravanal E.⁶

¹ Director Escuela Ingeniería Forestal, Universidad Mayor

² Director Centro de Estudios de Recursos Naturales OTERRA, Universidad Mayor

³ Investigador Centro de Estudios de Recursos Naturales OTERRA, Universidad Mayor

⁴ Consultor Forestal

⁵ Consultor Forestal

⁶ Corporación Nacional Forestal

Resumen

El artículo trata de una propuesta técnica de gestión, desarrollada específicamente para incorporar el rendimiento sostenido en el manejo de los recursos asociados a los ecosistemas mediterráneos de Chile. Esta herramienta se sustenta sobre la base de los principios, criterios y parámetros del ordenamiento forestal, y considera en particular, el estado actual de degradación de los ecosistemas mediterráneos como principal elemento de análisis. En este contexto, el modelo persigue como principal meta, que la utilización de estos bosques considere su conservación, recuperación y mejore su estado de fuente generadora de productos y servicios ambientales, para el presente y futuro. El trabajo describe el modelo, cuyo objetivo es aportar al desarrollo y aplicación de futuras políticas, normativas y reglamentos relacionados a los recursos naturales de ambientes mediterráneos.

Abstract

This article is a technical management proposal, developed to incorporate sustainable yield on the management of resources associated to Mediterranean ecosystems in Chile. This tool is based on land use planning principals, criteria and parameters, and particularly considers the present state of Mediterranean ecosystems' degradation as the principal element of analysis. Within this frame, the model seeks as its principal goal to consider its conservation, recovery and improvement as a product and environmental services generator for the present and future. The work describes the model, which objective is to contribute to development and the application of future policies, normative and regulations related to natural resources in Mediterranean environments.

Palabras clave.- Ecosistema, conservación, bosque mediterráneo, bosque esclerófilo, perennifolio, cálculo, dendrométrico; especializar, tasa de aprovechamiento, preservación, preordenación, Cortas de cosecha: Corta final del ciclo.

Introducción

El modelo que se presenta es una propuesta técnica de gestión, desarrollada específicamente para incorporar el rendimiento sostenido en el manejo de los recursos asociados a los ecosistemas mediterráneos de Chile.

Esta herramienta se sustenta sobre la base de los principios, criterios y parámetros del ordenamiento forestal, y considera en particular, el estado actual de degradación de los ecosistemas mediterráneos como principal elemento de análisis. En este contexto, el

modelo persigue como principal meta, que la utilización de estos bosques considere su conservación, recuperación y mejore su estado de fuente generadora de productos y servicios ambientales, para el presente y futuro.

¿Bosque mediterráneo o bosque esclerófilo?

Cuando se trata de describir las formaciones vegetales arbóreas de la zona central de Chile se usa definir las, en algunos casos, como asociaciones de matorral y bosque esclerófilo y en otros, como asociaciones de matorral y bosque mediterráneo (Donoso, C.

1981; Gajardo, R. 1990; Vita, A.1993). Parece más apropiado utilizar la caracterización de mediterráneo dada la referencia zonal y ecosistémica asociada al paisaje de la zona Central, a diferencia de esclerófilo que es un atributo particular fisiológico que poseen algunas especies para enfrentar con éxito la condición climático-ambiental de la zona.

En términos generales, Vita (1993) distingue los siguientes tipos de vegetación en las asociaciones vegetales de las regiones mediterráneas: Los Bosques mediterráneos, que corresponden a una formación dominada por árboles que generalmente son especies siempre verdes, esclerófilas aunque también pueden haber coníferas”. Los Matorrales mediterráneos, que corresponden a una fase inferior al clímax mediterráneo, el cual está formado por el bosque esclerófilo perennifolio. Su existencia, en general, se puede atribuir a la intervención humana. No obstante en los ambientes más xéricos, puede constituir estados clímax.

La vegetación mediterránea se encuentra distribuida preferentemente en forma de mosaicos de comunidades, siendo muy sensible a las variaciones topográficas, edáficas, de exposición y posición. Los aspectos fisiográficos tienen gran influencia sobre el clima local y por lo tanto, su influencia es decisiva sobre las variaciones en la vegetación. A lo anterior debe agregarse los diferentes tipos de intervención antrópica, lo que contribuye a acentuar la heterogeneidad de la disposición de la vegetación en el terreno.

Legislación y política forestal

El año 2008 fue promulgada la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (en adelante LBN) después de un proceso de modificaciones de larga data. El esfuerzo realizado por el Estado y la sociedad civil para sacar adelante esta iniciativa, es un reconocimiento de falencias serías del uso de los bosques del país hasta la fecha, tanto de la deficiencia que poseía la batería normativa, como de los exiguos alicientes que tenían sus dueños para dar buen uso al recurso.

Sin embargo, una sola ley no basta para modificar una conducta derivada de un complejo grupo de variables que impiden alcanzar el paradigma de la conservación de estos recursos. Por mencionar algunas relevantes, considérese la directa relación existente entre los bosques y la pobreza rural, la dinámica de otros sectores productivos como la fruticultura y monocultivos de madera que compiten agresivamente por los suelos que han generado los bosques del país.

En este contexto, la proposición de un modelo como el descrito, se inicia en una perspectiva diferente a la simple necesidad de una ley, sino que de resolver problemas estructurales que tiene el cluster de productos y servicios originados en el bosque mediterráneo, los que en algunos casos podrían ser resueltos de una manera simple si existe el ambiente adecuado para que convivan los servicios públicos, los consumidores, los especialistas y los dueños del recurso. Por tanto, es de esperar que la combinación de la LBN, la valiosa señal de sensibilidad del Estado hacia el bosque que ella representa, y este enfoque pragmático y simplificado de un estilo de gestión del

Estado	Regiones / (ha)			Total
	Valparaíso	Metropolitana	O'Higgins	
bosque	93.692	86.857	97.271	277.820
matorral ¹	851.446	528.287	507.166	1.886.899
Total	945.138	615.144	604.437	2.164.719

Cuadro 1. Superficie del bosque mediterráneo en las regiones centrales de Chile
¹ considerando solo los estados matorral y matorral arborescente (catastro de 1999)

bosque esclerófilo constituyan un avance para su conservación.

Descripción del Modelo

Justificación

Proyectos relacionados con la utilización de bosques mediterráneos de la zona central, han permitido una fluida discusión con actores responsables del manejo y utilización de bosques mediterráneos de la zona central. A partir de ella, fue posible perfilar problemas que afectan al buen desarrollo de la actividad forestal sobre estos bosques y que tienen fuerte relación con la propia gestión, planificación y ejecución de las actividades. Así, por ejemplo, no existe un método reconocido en Chile que permita conocer si las acciones sobre los bosques se ajustan a su rendimiento productivo, como tampoco se conocen las tasas de recuperación de los bosques después de intervenciones silviculturales. Más aún, en algunos casos simplemente no existen las herramientas de cálculo dendrométrico que permitan determinar la información de algunas de las especies que componen estos bosques. Es frecuente, por ejemplo, la carencia de funciones de volumen de algunas especies arbóreas, o bien no se conoce el ritmo de crecimiento ni en altura ni en diámetro, o estos crecimientos son variables en pequeñas áreas y se requiere evaluaciones locales.

Este es un dilema permanente de la utilización de recursos; se espera que la ciencia entregue la totalidad de las variables necesarias, en un plazo incierto y en muchos casos en riesgo de que nunca ocurra. O se ejecutan los proyectos en conciencia que la información es ajustada indirectamente y por ello se adoptan resguardos de seguridad que permitan saber si es necesario corregir los procesos antes de provocar alguna tragedia.

Una iniciativa relevante sería la tipificación forestal oficial del bosque mediterráneo en un número reducido de tipos que incluyera su caracterización silvícola y actividades silvícolas requeridas, como una forma

de redireccionar las inversiones desde el simple diagnóstico, que actualmente ha sido sólo un informe de bajo valor técnico, hacia las actividades silvícolas. Decisiones como estas serían parte de una adecuada política para facilitar el correcto uso de los recursos.

En Chile se ha comenzado a desarrollar el concepto de Ordenación Forestal desde hace dos décadas, gracias a iniciativas de CONAF y cooperaciones internacionales tales como la KfW, DED, GTZ y ONF. Esta herramienta de manejo, se basa en conceptos de sustentabilidad que implican:

- El enfoque predial. Se invalida la "visión de rodal", que significa eliminar una evaluación beneficio/costo rodal a rodal, sino que evaluar el rendimiento del predio como unidad productiva. Así, los costos de formación de un rodal pueden ser pagados con las ganancias generadas en otro sector del predio, y finalmente realizar una gestión que permita cancelar los costos de manejo y mantener utilidades con la gestión.
- Tasa de aprovechamiento. Cupo de corta basado en el incremento anual predial, es decir, sólo se extrae el crecimiento y nunca el capital ecológico.
- Equilibrio de producción. En cualquier sistema productivo es fundamental equilibrar la producción en el tiempo. Un predio equilibrado maximiza los medios productivos, como son la mano de obra, la maquinaria y la administración (Cruz *et al* 2005; Rivera *et al*, 2002).

La experiencia en el país ha sido aplicada en general a predios experimentales, pertenecientes al SNASPE y ciertos predios privados piloto. Algunas iniciativas interesantes son las desarrolladas en la Reserva Nacional Valdivia, en la Reserva Nacional Mañihuales y en la Reserva Nacional Malleco, entre otras. Un hecho destacable es que la potencia del método motivó al Ejecutivo a incorporarla como requisito para la entrega de incentivos de la LBN. El sentido que da esta normativa al concepto, es una planificación del uso basada en el crecimiento de las especies pertene-

cientes al bosque. Probablemente esta iniciativa motivó las inversiones que la cooperación internacional mencionada ha realizado en el tema en Chile.

Con las consideraciones expuestas, resulta interesante la construcción de un modelo de gestión, que intente superar las limitaciones descritas por la vía de aplicar una ordenación simplificada, y cuyas etapas sean discutidas con los actores relevantes del Cluster relacionado. Por ello, y a pesar de las carencias mencionadas, se consideró necesario realizar un acercamiento a un modelo de gestión, como una manera de identificar el conjunto de problemáticas y comenzar a trabajar en su solución.

Objetivos del modelo

El objetivo general es proponer un modelo de utilización de las formaciones boscosas mediterráneas, basado en su rendimiento sostenido y ajustado al marco de la LBN. En específico se espera lograr:

1. Identificar instrumentos metodológicos que sean simultáneamente útiles para todos los actores involucrados con el Bosque Mediterráneo,

de manera que se optimicen los recursos destinados a su utilización.

2. Identificar las condiciones y requisitos necesarios para que el uso del bosque en una propiedad respete sus capacidades de recuperación y generación de bienes y servicios.
3. Proponer etapas secuenciales necesarias para establecer el uso bajo rendimiento sostenido y proponer procedimientos de seguimiento y fiscalización del modelo.
4. Aportar al desarrollo y aplicación de futuras políticas, normativas y reglamentos relacionados a los recursos naturales de ambientes mediterráneos.

Es importante señalar que el actual modelo económico de Chile tiene como norma dejar el protagonismo en manos privadas. Ello significa que parte importante del éxito de los objetivos de la LBN, como del funcionamiento de cualquier modelo de gestión de recursos, estará en manos de sus dueños. Así, la primera condición que debe cumplirse es que el propietario esté dispuesto a transformarse en un productor forestal de bienes y servicios del FBM. Existiendo la

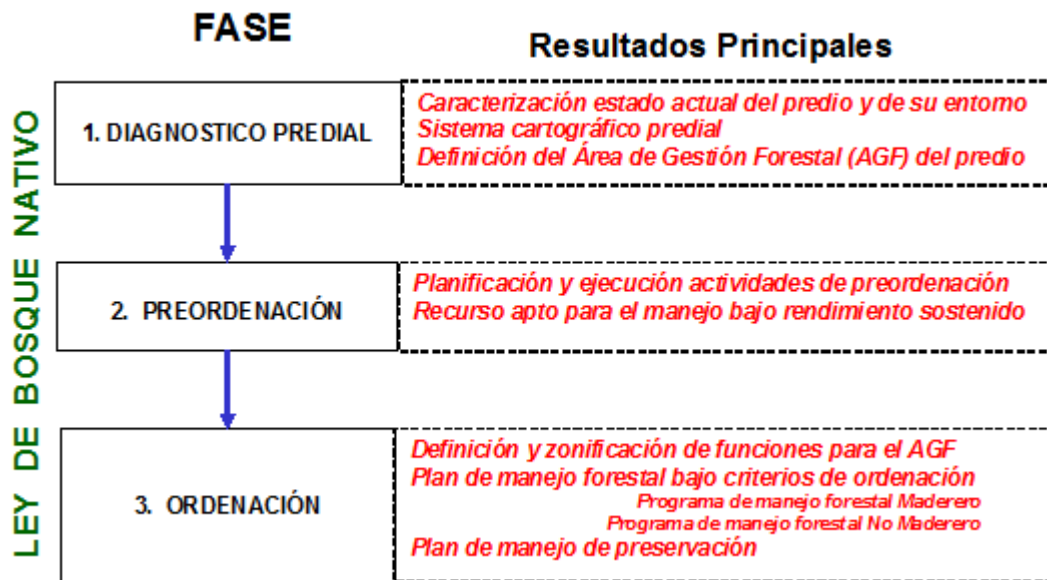


Figura 1. Fases del modelo de gestión de bosques mediterráneos

voluntad de los propietarios de aplicar un modelo de gestión de rendimiento sostenido en el tiempo, debe estar asegurado de la misma forma que al Estado le interesa esta voluntad de los propietarios, reconoce los sacrificios implicados, y expresa un apoyo político y financiero para la lograr el éxito en su transformación de productor forestal, bajo las restricciones y estrategias de este modelo. La LBN es un potencial instrumento para que se cumpla esta condición, ya que de ella se derivarían colaboraciones expresas a (a) cofinanciar la silvicultura de mejoramiento de la producción del bosque; (b) cofinanciar la confección de la planificación bajo rendimiento sostenido; y (c) comprometer su participación activa y positiva en el proceso de lograr un uso sustentable de los recursos forestales del país.

Etapas Metodológicas

El modelo consta de tres fases principales, el Diagnóstico, la Preordenación y la Ordenación, que se integran de acuerdo al esquema de la Figura 1.

Fase I. Diagnóstico Predial.

Esta fase consiste en una descripción cualitativa del predio(s), y considera tres etapas principales:

Caracterización general

Esta descripción debe ser sencilla y de bajo costo; deben destacarse elementos históricos, ambientales, infraestructurales y del entorno sociocultural. Se debe hacer énfasis en aquella información que afecta las decisiones de manejo. En el cuadro siguiente se muestran tópicos fundamentales a modo de guía, sobre los que se debe aplicar el criterio de considerar la información suficiente, vale decir que aquella información que no tiene utilidad será un costo perdido, debido al esfuerzo de su colecta y su análisis.

En caso de que se trate de varios pequeños propietarios que quieran implementar el modelo en forma conjunta, la visita debe hacerse de manera grupal, y se recomienda hacer un primer trabajo tipo taller con todos los propietarios.

Elaboración cartografía predial

Es importante que la cartografía cumpla con dos premisas fundamentales. En primer lugar deberá ser

Elemento	Tópicos
Localización	Política: región, provincia, comuna / Ambiental: Cuenca, microcuenca, zona edafoclimática
Historia	Usos productivos pasados y actuales; productos generados; explotaciones; incendios históricos; otros. Mapas antiguos,
Ambiente	Principales ecosistemas naturales y antropizados presentes, bosques, matorrales, praderas, humedales, vegas, otros. Cercanía a áreas protegidas del estado SNASPE o sitios prioritarios de conservación de biodiversidad. Presencia y distribución aproximada de especies o poblaciones o comunidades de flora y fauna con riesgo de conservación y alto valor ecológico. Presencia de elementos de degradación ambiental en el predio como plagas, riesgo de incendios, cortas ilegales, ganado ilegal, u otras relevantes.
Infraestructura	Instalaciones, servicios básicos, mano de obra disponible, red caminera, red de riego, cercos, red eléctrica y personal
Entorno	Cercanía o presencia en el predio de centros poblados rurales, descripción básica de estos considerando tamaño, población, principal actividad productiva, rango etáreo de la mano de obra, centros turísticos, entre otros. Cercanía o presencia
Económico	Información de mercados actuales de productos de especies mediterráneas, precios, puntos de venta, intermediarios, otros.

Cuadro 2. Elementos de caracterización del diagnóstico predial

predial y no sólo referida al área de manejo, dado que el modelo será integral. En segundo término, deberá incluir toda la información que sea posible espacializar, incluso la descrita en el apartado anterior. Lograda una cartografía de buena calidad en estas condiciones permitirá mantener una base de datos para el desarrollo en el tiempo de las actividades prediales con un bajo costo y de utilidad permanente.

Establecimiento del Área de Gestión Forestal (AGF)

Se define como AGF, a la superficie claramente delimitada sobre la que se aplicarán las diversas actividades del modelo de gestión, tanto las productivas como las de preservación. Así, dicha zona se considerará como permanente y estable en el tiempo, o mientras dure la planificación definida para ella, y deberá

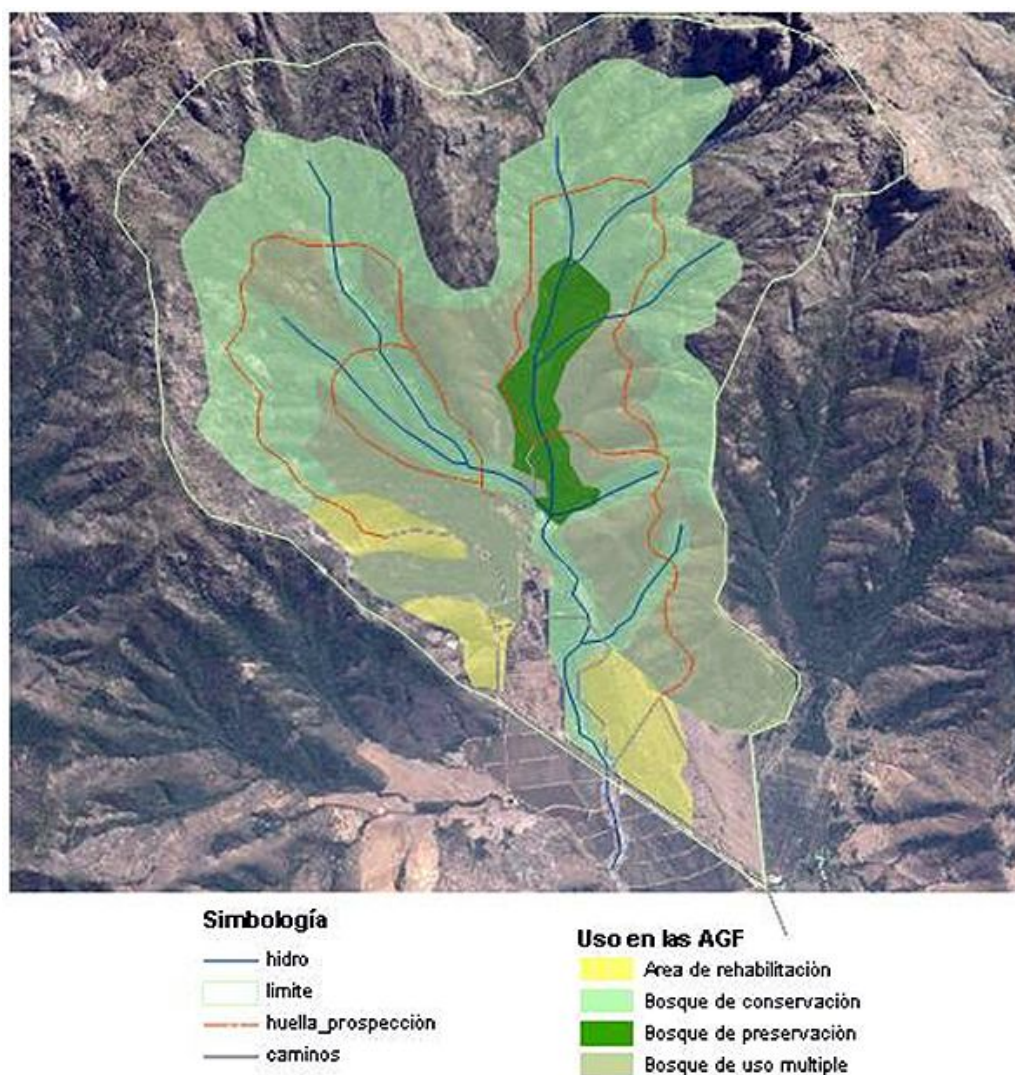


Figura 2. Definición de Usos de la AGF, en un predio tipo

estar dividida en los usos generales a los que se destinará cada zona. La definición del AGF será decisión privada, en función de los intereses de cada propietario. Es importante consignar que en el AGF se deben incluir superficies sin vegetación y matorrales, además de las áreas boscosas, donde existe un potencial de recuperación como bosque en el futuro, ya sea de forma natural o por medio de enriquecimiento, forestación o reforestación.

Una manera adecuada de abordar la definición de los usos potenciales es la identificación de las limitantes y potencialidades que el predio tiene en cada zona, y definir éstas como variables de decisión. Este tipo de análisis se simplifica si se enfrenta con técnicas de **análisis multicriterio**.

Se deben identificar usos dentro del AGF, y que están definidos en la LBN de bosque nativo, según los tipos de bosque propuestos en ella: **Bosque nativo de preservación:** aquél, cualquiera sea su superficie, que presente o constituya actualmente hábitat de especies vegetales protegidas legalmente o aquellas clasificadas en las categorías de “en peligro de extinción”, “vulnerables”, “raras”, “insuficientemente conocidas” o “fuera de peligro”; o que corresponda a ambientes únicos o representativos de la diversidad biológica natural del país, cuyo manejo sólo puede hacerse con el objetivo del resguardo de dicha diversidad. **Bosque nativo de conservación y protección:** aquél, cualquiera sea su superficie, que se encuentre ubicado en pendientes iguales o superiores a 45%, en suelos frágiles, o a menos de doscientos metros de manantiales, cuerpos o cursos de aguas naturales, destinados al resguardo de tales suelos y recursos hídricos; **Bosque nativo de uso múltiple:** aquél, cuyos terrenos y formaciones vegetales no corresponden a las categorías de preservación o de conservación y protección, y que está destinado preferentemente a la obtención de bienes y servicios, maderables y no maderables.

Se incluyen además en el AGF, áreas de restauración, las que se entenderán como: **Áreas de rehabilitación:** Aquellas superficies que no califican como bosques de acuerdo a la normativa vigente, y que sin

embargo se incluyen dentro del AGF dado su potencial forestal. Esta área podría incluir, espinales, áreas descubiertas, cultivos o plantaciones agrícolas, cultivos o plantaciones forestales, matorrales, e incluso formaciones xerofíticas. Las áreas de recuperación, serán reclasificadas en alguna de las otras tres categorías, cuando su estado y características así lo permitan.

Definición del AGF y los Usos del predio

Con la cartografía confeccionada preliminarmente y la validación de terreno, el AGF quedará definida, cartografiada y descrita cualitativamente. Una misma superficie tendrá siempre un solo uso, pero puede tener múltiples funciones, siempre que estas no sean contradictorias.

Fase II. Preordenación

Justificación de la Fase

El actual estado de degradación y fragmentación existente en los bosques mediterráneos ha originado que estas formaciones se presenten como un mosaico heterogéneo de situaciones en los predios. La gran mayoría han sido transformados en estructuras de monte bajo y matorrales, con gran cobertura de arbustos espinosos, acompañados de cepas arbóreas de baja altura, mala forma y con numerosos vástagos, originados por quemas y cortas sin un manejo adecuado. La condición descrita genera inconvenientes importantes en la gestión forestal. La primera dice relación con la caracterización de los bosques, y la segunda, es la complejidad de su gestión y de las actividades silvícolas que deben irse ajustando a pequeños bosquetes, resultando además un rendimiento productivo variado y heterogéneo. En estas condiciones, predecir estadísticamente los efectos de la gestión de un rodal implica una gran incertidumbre. Así, no tiene sentido técnico ni económico realizar inventarios y estimaciones dasométricas, como tampoco calcular incrementos, tasas de extracción u otro parámetro asociados a la ordenación. Por lo tanto, no es recomendable tomar decisiones para el futuro sin saber qué se tiene y en qué estado se encuentra.

Dado lo anterior, la fase de preordenación tiene como objetivo modificar el estado actual de las formaciones vegetales del AGF, de manera que cada zona mejore sus aptitudes para comenzar un proceso de gestión bajo rendimiento sostenido. Se debe entender que con la preordenación, este proceso mejorará desde la descripción inicial del recurso, hasta la ejecución de las actividades del futuro, tanto en las áreas de preservación, conservación, protección y recuperación como en aquellas de usos múltiples. Dependiendo del estado en que se encuentra el recurso, la preordenación puede incluir actividades que van desde excluir animales domésticos, hasta realizar fuertes intervenciones en el recurso, siempre que con ello se logre recuperar y mejorar la condición del AGF.

Planificación de la Preordenación

Definición de Unidades de Preordenación (UP).-

Serán las unidades básicas de trabajo en la fase de preordenación, y su definición busca diferenciar áreas donde los trabajos de preordenación serán similares, dado el tipo y el estado de la vegetación presente. Un diagnóstico adecuado resulta del análisis de las variables de Condición del Sitio y el estado de Degradación. Este análisis supone que en similares condiciones de sitio dentro de una cuenca, la estructura y composición de la vegetación existente debiera ser igual o similar, y si no es así en la realidad, esto se debe a procesos de alteración históricos o actuales.

Finalmente, para obtener las Unidades de Preordenación se cruza este análisis con los usos definidos en la fase anterior. Así cada uso tendrá un conjunto propio de UPs, con condiciones de sitio y degradación particulares para cada una. Sobre estas se designarán las sucesivas actividades del modelo.

Caracterización de las UPs.- Las UP serán evaluadas de una forma general, en sus aspectos más relevantes, con el fin de determinar su aptitud para cumplir con los objetivos que tiene el tipo de uso en que se encuentra, por lo tanto no sólo se describirá la condición de la vegetación, sino que además los potenciales usos y las acciones que requeriría para mejorar su estado. Es vital la optimización del tiempo y recursos invertidos en la planificación a todo nivel, por ello, del total de UP, se revisarán en terreno sólo un grupo que represente el total, buscando el menor costo y la mayor representatividad de condiciones.

Metodológicamente, esta caracterización se realizará en dos etapas. La primera será una descripción cualitativa de la UP completa (no por establecimiento de parcelas). Luego, a partir de unidades muestrales pre-localizadas en el mapa se realizará una descripción cuantitativa por medio de interpretación visual (no hay medición instrumental en esta prospección), enfocada a proyectar la biomasa forestal de la UP que se está recorriendo.

Actividades de Preordenación.- Las actividades destinadas a mejorar la calidad ambiental y de pro-

ducción del predio, dependiendo del estado actual de cada UP, podrían clasificarse en dos grupos:

- **Mejoras:** Son actividades relacionadas con la eliminación o disminución de los factores de degradación, el enriquecimiento de la masa vegetal, así como la implementación de infraestructura para la gestión predial. Ej: Construcción de caminos y huellas; Mantenimiento de caminos y huellas; Construcción de canchas de acopio; Control de plagas; Control de ganado; Protección contra incendios; Acondicionamiento de suelos; Plantaciones suplementarias; Actividades que pueden cofinanciarse con incentivos del D.L. 701: Protección de suelos, Forestaciones.
- **Tratamientos de conversión:** Intervenciones que buscan mejorar el estado actual del recurso desde el punto de vista ecosistémico y productivo, mejorando la calidad, estado sanitario y de forma, además de incentivar la regeneración natural vegetativa y de semilla. Las intervenciones de este tipo implican extracción de biomasa, en algunos casos de considerable volumen (> a 50% área basal), afectando principalmente a las especies invasoras que se han favorecido después de la degradación de estos ecosistemas. Ej: Limpias; Clareos; Raleos; Corta sanitaria.

En la práctica cuando se interviene una zona, es frecuente que la intervención sea una combinación de algunas o de todos los tipos de cortas, sobre todo si las UP son tan heterogéneas. Así también, las intensidades de extracción en estas cortas serán específicas para cada caso, sin existir a priori porcentajes mínimos o máximos definidos. La figura técnica propuesta por la LBN, el “acreditador forestal”, sería el encargado de definir si el porcentaje de extracción propuesto en cada caso es o no el adecuado. Es importante recordar que la preordenación busca principalmente mejorar y recuperar todo el recurso predial, por lo que ambos tipos de actividades de mejora y de conversión serán realizadas en todas aquellas UP que la requieran dentro de la AGF, incluyendo bosques de preservación y conservación, considerando las

restricciones en cada caso. La LBN establece en su Artículo 24 que “Los recursos del Fondo se adjudicarán por concurso público. Para postular, los interesados deberán presentar una solicitud de bonificación, acompañada de un proyecto de plan de manejo, que deberá detallar la o las actividades a realizar e identificar la superficie a intervenir. Un mismo interesado podrá participar en nuevos concursos, con el fin de obtener una bonificación, para una misma superficie, para realizar otras actividades forestales definidas en el reglamento y que correspondan a un mismo literal, siempre que el monto de la bonificación a la que se postula, en conjunto con el de las que se haya obtenido en otros concursos, no supere el monto máximo bonificable por hectárea señalado en los literales del artículo 22”.

Dado lo anterior, el propietario que desee postular a incentivos en la fase de preordenación, debería cuidar de postular a los fondos del concurso con las siguientes consideraciones:

1. Las actividades de preordenación en bosques de preservación al literal a); las actividades de preordenación en bosques de conservación al literal b); y las actividades de preordenación en bosques de uso múltiple al literal c). Con esto logrará maximizar los incentivos a futuro, sean cuales sean los objetivos que se plantee para el predio tras la preordenación.
2. Solicitar un monto inferior al 50% del máximo bonificable en cada actividad en cada literal, de manera que se asegure la posibilidad de bonificación en la fase de ordenación.

Cita el Artículo 22 de la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal:

Artículo 22.- Habrá un Fondo concursable destinado a la conservación, recuperación o manejo sustentable del bosque nativo, en adelante “el Fondo”, a través del cual se otorgará una bonificación destinada a contribuir a solventar el costo de las actividades comprendidas en cada uno de los siguientes literales:

a) Actividades que favorezcan la regeneración, recuperación o protección de formaciones xerofíticas de alto valor ecológico o de bosques nativos de

preservación, con el fin de lograr la mantención de la diversidad biológica, con excepción de aquéllos pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Dicha bonificación alcanzará hasta 5 unidades tributarias mensuales por hectárea;

b) Actividades silviculturales dirigidas a la obtención de productos no madereros. Dicha bonificación alcanzará hasta 5 unidades tributarias mensuales por hectárea.

3. Actividades silviculturales destinadas a manejar y recuperar bosques nativos para fines de producción maderera. Dicha bonificación alcanzará hasta 10 unidades tributarias mensuales por hectárea.

Para planificar teniendo en consideración los beneficios de la LBN, las actividades definidas para una UP se deberán caracterizar según la siguiente información: Ubicación y dimensión (sistema cartográfico predial); características técnicas (sistemas, intensidades, criterios); prioridad (Alta: clave para el proceso; Media: importante pero puede postergarse; Baja: puede no hacerse); Actividades con las que se integra y complementa, Requerimientos operativos; Volumen aproximado de productos a generar (si es el caso), Posibles bonificaciones del Estado.

El balance neto de estas actividades va a depender del estado de cada predio, y de las condiciones particulares del mercado si se da el caso de generarse productos de las actividades de conversión, sin embargo, se proyecta que en la gran mayoría de los casos, el balance de la preordenación será negativo, lo que implica que el propietario deberá hacer una inversión a futuro para mejorar el potencial productivo de sus recursos. En esta fase es muy sensible entonces el aporte que pueden realizar los incentivos del Estado considerados en la nueva normativa forestal.

Fase III. Ordenación

Los instrumentos de gestión forestal de la LBN son tres:

Plan de manejo preservación: Tiene como objetivo fundamental resguardar la diversidad biológica, asegurando la mantención de las condiciones que hacen posible la evolución y el desarrollo de las especies y ecosistemas contenidos en el área objeto de su acción.

Plan de manejo forestal: Tiene como objetivo el aprovechamiento del bosque nativo para la obtención de bienes madereros y no madereros, considerando la multifuncionalidad de los bosques y la diversidad biológica.

Plan de manejo bajo Criterios de Ordenación: La Ordenación Forestal se entiende como el conjunto de intervenciones silviculturales que, organizadas espacial y temporalmente, persiguen una estructuración tal del bosque que permite un rendimiento sostenido, sin afectar negativamente su productividad, ni de manera significativa las funciones ambientales del mismo, conforme a las prescripciones técnicas contenidas en un plan de manejo forestal. Además el Artículo 23 dice “Se bonificará, además, la elaboración de los planes de manejo forestal concebidos bajo el criterio de ordenación, cuyos proyectos hayan sido seleccionados en los concursos a que se refiere el artículo siguiente. El monto de este incentivo será de hasta 0,3 unidades tributarias mensuales por cada hectárea sujeta a actividades bonificables en el literal c) del artículo 22. Este incentivo se pagará una vez acreditada la ejecución de dichas actividades. Con todo, el interesado no podrá recibir más de 700 unidades tributarias mensuales por este concepto, ni ser beneficiado más de una vez”.

En las definiciones descritas se incorporará por una parte la diferenciación entre bosques destinados a la preservación y el resto, y por otra, el ámbito territorial y espacial menos restringido del plan de manejo respecto de un Plan de Ordenación. En consideración de ello, la fase de ordenación debe iniciarse con la asignación de funciones prediales definitivas a partir

de los Usos establecidos en la etapa anterior, y que, terminada la preordenación cumpliéndose exitosamente sus objetivos, debiera haber mejorado la percepción de las posibilidades y limitaciones del conjunto de situaciones que ofrecen los recursos de la propiedad.

Definición de Funciones Prediales.- Los criterios de este análisis radican en las expectativas que el propietario tiene para sus recursos, vale decir: son de carácter privado y estarán reguladas por las restricciones originadas en la LBN. Así, considerando que las actividades de preordenación habrán mejorado el conocimiento de las posibilidades del recurso, los Usos se utilizarán como referencia para un replanteo sobre la base de esta nueva perspectiva. Por ejemplo, un propietario podría dejar una parte, o toda el área de los bosques definidos como uso múltiple, con función de preservación de la biodiversidad, y no realizar en ella actividades de manejo forestal productivo. Las funciones definidas generarán un nuevo mapa que será la base de la ordenación.

Una vez definidas las funciones, el propietario definirá actividades a realizar en cada función, de acuerdo al potencial del predio, a los mercados, y a sus intereses. Posteriormente se definirá el tipo de herramienta o plan, según lo estipulado por la LBN.

Plan de Manejo Forestal bajo criterios de Ordenación.- El plan de manejo forestal se realizará para

toda la proporción del AGF en donde se definieron funciones y actividades productivas relacionadas con la obtención de productos forestales madereros y no madereros. Esta clasificación es relevante, dado que la LBN forestal propone diferentes incentivos para estas actividades.

Por esta razón, deben definirse en primer lugar las áreas de manejo exclusivo para productos no madereros, y las áreas de manejo de ambos tipos de productos, de acuerdo a funciones y restricciones.

Es importante mencionar que los literales de la LBN no son aditivos, es decir, una misma hectárea de bosque no puede postular a los incentivos por b) y por c). En las áreas de manejo con ambos tipo de productos, el propietario debe optar por el tipo de incentivos que solicitará, sopesando el monto de estos (5 UTM v/s 10 UTM) con el potencial productivo mayor (maderero v/s no maderero).

Caracterización del Recurso Forestal.- Una de las principales ventajas que ofrece este modelo de gestión, es el hecho de que la caracterización del recurso forestal posterior a la preordenación, debería ser operativamente más eficiente, más barata y con errores menores. Además, tras la preordenación, esta caracterización podrá restringirse únicamente al bosque que tiene efectivamente un potencial productivo dentro del AGF, optimizando los esfuerzos del propietario y del Estado.

Función principal	Actividades asociadas	Tipo de plan
Áreas para recuperación de bosque nativo	Manejo de productos no madereros (apicultura, silvopastoreo entre otras)	Plan de manejo forestal bajo criterios de ordenación.
Áreas de aprovechamiento forestal	Manejo de productos madereros	
	Manejo de productos no madereros	
	Investigación y docencia	
Áreas de protección de agua y suelos	Manejo de productos no madereros	Plan de manejo de preservación
Áreas de preservación de la biodiversidad	Manejo de productos no madereros (solo ecoturismo de bajo impacto)	
	Ecoturismo	
	Investigación y docencia	

Cuadro 3. Ejemplo funciones, actividades, planes

Un inventario debe considerar el levantamiento de información necesaria para cuantificar los productos madereros y no madereros presentes en el área productiva, así como los potenciales a futuro. Es decir, debe incluir la estimación de biomasa maderera, de hojas, frutos, y otros productos que ya fueron definidos para el predio en la descripción cualitativa de la fase de preordenación.

Parámetros de Ordenación

Con el inventario terminado, se estimará(n) un(os) parámetro(s) simple(s) de sustentabilidad para los productos madereros y no madereros del bosque. Este(os) parámetro(s) se utilizará(n) como una herramienta de guía para la planificación y dimensionamiento de las actividades de manejo, y dependerán del estado y calidad del bosque inicial.

En términos simples, el rendimiento sostenido de un recurso renovable como el bosque descansa en dos aspectos fundamentales. El primero dice relación con el cuidado de la unidad productiva. La silvicultura permitirá en este caso que las extracciones en un lugar específico mejoren la condición del bosque. En segundo aspecto, y menos difundido en Chile, se refiere al ritmo en que se explota un predio, siendo deseable que la producción anual de una superficie que contiene un conjunto de tipos de bosque, fuera lo más estable en el tiempo (año a año), y que dicho ritmo no agote el recurso nunca. El incumplimiento de cualquiera de estas condiciones, impide el mantenimiento de la capacidad productiva y o el rendimiento sostenido.

La planificación bajo parámetros de ordenación, se define como el ajuste de las actividades extractivas de un área de aprovechamiento forestal, a los ritmos

del crecimiento y recuperación de sus bosques en conjunto, por una parte, y la evaluación de los impactos de estas actividades del presente, en el desarrollo futuro de ellos. Un aspecto esencial de una planificación con estos criterios es que los parámetros son integrales para el predio, y nunca por unidad cartográfica rodal u otra forma parcial usada para el análisis predial, y de la misma forma se consideran estables, fijos, para un período de planificación. Los parámetros de ordenación son prediales y afectan un período completo de ordenación. Ello significa que la magnitud de extracción en una zona específica del predio y su periodicidad es una cuestión silvícola, y nunca ajustada a parámetros de ordenación.

El cálculo de parámetros requerirá una acumulación de datos algo compleja, sin embargo, su aplicación al período de planificación y para todo el predio de una sola vez para cinco años, tiene como consecuencia un reducido costo de levantamiento de información y análisis, si se compara con la elaboración de planes de manejo parciales por rodal, y con duración de sólo un año.

En este mismo sentido, los parámetros de ordenación no requieren alta precisión, dado que su utilidad es guiar y restringir los máximos de extracción para un período largo de tiempo, y a una escala predial, por una parte, y por otra, que siempre deberá existir una revisión de la correcta aplicación de las actividades silvícolas.

A continuación se proponen parámetros de ordenación.

1) Análisis del Crecimiento.- Si la extracción se ajusta a la suma de los crecimientos de todos los árboles del APF, luego de cada intervención el predio

Características	Cobertura del bosque		
	Mayor a 90 %	Entre 90 y 40 %	Menor a 40 %
Distribución de parcelas dentro de las UP	Aleatorio	Aleatorio	Aleatorio
Intensidad de muestreo	1 cada 2 ha	1 cada 5 ha	1 cada 5 ha
Tipo de parcela	Circular radio 8 m	Circular radio 10 m	Circular radio 15 m

Cuadro 4. Propuesta Muestreo y Tipo Parcela

contendría la misma masa que tenía antes de la intervención. El parámetro que representa este aspecto es la *Tasa de Aprovechamiento, o Posibilidad de Extracción* y su lógica de aplicación es idéntica, tanto si se trata de volúmenes de madera, biomasa, hojas u otros productos generados por el bosque. El factor más importante en que se basan es *el crecimiento total del bosque* (todos los conjuntos de situaciones del área de aprovechamiento, ponderadas por la superficie que ocupan).

Se propone para este modelo el uso de la tasa de aprovechamiento usada en algunas de las Comunidades Autónomas de España, llamada masa cortable (Cruz *et al*, 2008).

$$TA = \frac{ER}{E} + \frac{CR}{2}$$

Donde,

TA = Tasa de aprovechamiento. La unidad en que se medirá esta tasa dependerá de las unidades en que se hayan medido sus términos.

ER = Existencias estimadas para el bosque en conjunto. En el capítulo II, se presentan algunas de las funciones elaboradas para el cálculo de biomasa para bosques mediterráneos.

E = Edad de madurez de las especies que componen los bosques. La edad de madurez a la que se espera cortar cada especie depende de los productos que se espera obtener, y una forma adecuada de establecer estas edades es definir una edad por especie para el predio, y operativamente se sugiere analizar los crecimientos diametrales actuales con una muestra predial y con ese crecimiento estimar el tiempo que se demoraría cada especie en alcanzar los diámetros deseados.

CR = Crecimiento actual, determinado por la división entre la biomasa de cada especie

(ER) y su edad en el momento de levantamiento de la información.

Las ventajas de esta forma de cálculo de la TA son:

- Considera el stock de madera actual, el que dependerá del estado de intervención o degradación del recurso.
- Considera el crecimiento actual de la masa, que dependerá tanto del stock, como de la bondad del sitio. Así las mejores TA se encontrarán en bosques poco alterados y que están ubicados en mejores condiciones de crecimiento.
- De los métodos de cálculo conocidos es el más fácil de estimar.

2) Parámetros Bibliográficos de Apoyo.- Se debe reconocer la falta de información existente en el país respecto del crecimiento de otros productos que no sean madera en los bosques, así como de métodos de medición de la biomasa y el crecimiento y recuperación, por ejemplo de cortezas, hojas o follajes de helechos, por mencionar algunos. Más aun, no se tienen aun funciones de volúmenes confiables para algunas de las especies del bosque mediterráneo.

Sin embargo, y como se discute en la justificación del modelo, es factible buscar mecanismos que permitan establecer supuestos razonables para la utilización de estos recursos con los resguardos suficientes para evitar su agotamiento, mientras se perfeccionan mecanismos de evaluación de sus Tasas de Crecimiento.

En el siguiente cuadro se sintetizan experiencias de manejo en bosques mediterráneos, donde se han utilizado parámetros para gestionar la extracción de algunas especies bajo las condiciones y mercados actuales. A partir de ellas sería posible establecer supuestos de crecimiento de los productos no tradicionales que permitan fijar las TA para ellos (Cruz *et al*, 2008).

El tratamiento de las áreas destinadas a productos madereros respecto de los no madereros es sustancialmente diferente respecto de los métodos de ex-

tracción, rotaciones, criterios de sustentabilidad y otros elementos, y por ello se recomienda la confección de programas de aprovechamiento separados, como se presenta a continuación.

Programa de Manejo Forestal para Productos Madereros

1) Definición de Unidades de Ordenación (UO).- El rendimiento sostenido que se busca en la planificación obliga a determinar zonas de intervención que tengan una superficie tal, que permitan extracciones equivalentes cada año, por una parte, y que el número de las unidades, por otra parte, sea tal que al comenzar la segunda explotación en un área, ésta haya recuperado el volumen extraído en la primera. Se definirá como Unidad de Ordenación (UO) a una superficie que ofrece un volumen de extracción equivalente al estimado como crecimiento promedio anual para el Área de Aprovechamiento Forestal. Así, si el bosque es considerablemente heterogéneo dentro del AAF, cada UO tendrá una superficie diferente. En contraposición, si el bosque fuera homogéneo en el AAF, la superficie de todas las UOs sería similar.

Se proponen dos métodos para la definición de las Uso. En el caso en que exista buena información de

cada UP, será posible utilizar la Tasa de Aprovechamiento, y en consecuencia lograr planificar con estimaciones de los volúmenes o toneladas que se obtendrían cada año. La información para su cálculo se habrá originado en el inventario forestal ya levantado, y se determinará sólo para las UPs sobre las que se ha definido la extracción de productos madereros. La TA calculada se debe leer como “*el monto máximo que debiera extraerse durante el periodo de planificación, para asegurar el mantenimiento de la capacidad productiva del Área de Aprovechamiento Forestal*”.

Como alternativa, el Método de Superficie Equivalente (Cruz *et al*, 2008) será adecuado en casos en que no sea posible obtener datos respecto de la biomasa u otros requeridos para el cálculo de parámetros.

2) Actividades Incluidas en el Programa Maderero.- Las actividades de este programa corresponden a un conjunto que incluye las Actividades presentadas en el capítulo de la Preordenación, a las que se adicionan dos relacionadas con el aprovechamiento de los recursos, las Cortas de cosecha: Corta final del ciclo, destinada a generar el o los productos definidos como principal y secundarios. El criterio será el diá-

Especie	Origen	Tasa máxima de extracción (% de biomasa)	Cobertura de copa residual mínima (%)	Diámetro cosecha (cm)	Rotación(años)	Producto principal
Boldo	Monte alto	60%	70%	12 cm	15	polines
	Monte bajo	75%	10%	4 cm	5	hojas
Quillay	Monte bajo	50%	60%	14 cm	15	biomasa saponina
	Monte alto	35%	40%	25 cm	45	biomasa saponina
Peumo	Monte bajo	40%	40%	15 cm	20	biomasa
	Monte alto	35%	40%	20 cm	30	madera aserrada
Litre	Monte alto	35%	35%	22 cm	40	madera aserrada
	Monte bajo	45%	60%	15 cm	30	leña-carbón
Espino	Monte bajo	45%	60%	10 cm	20	estacas
	Monte alto	40%	65%	15 cm	35	carbón

Cuadro 5. Parámetros bibliográficos

metro de cosecha definido para cada especie; y las Podas: Extracción controlada de ramas y parte de la copa de los árboles con el fin de generar productos madereros de alto valor o para mejorar la competencia.

Si a esto se considera que los montos de los incentivos de la ley son fijos por actividad, independiente si alguna de estas se ejecuta en una Fase o en otra, lo razonable será que la mayor concentración de actividades bonificables se reunieran en esta Fase. Además, las bonificaciones por cada actividad no son aditivos sobre una misma superficie, por tanto se debe cuidar de invertir en aquellas que causen los mayores efectos en la mejora de la producción predial.

3) Planificación Operativa del Programa.- El Plan operativo será una sistematización de los análisis realizados para proponer una gestión bajo rendimiento sostenido. Los contenidos fundamentales del Plan serán:

- A. Establecimiento del Período de Planificación: Este corresponde a horizonte de validez del plan completo. Los esfuerzos de diagnóstico y análisis de este modelo sólo se justificarán si logran tener utilidad por un largo plazo temporal. No obstante, plazos de planificación muy largos provocan serias dificultades en el cumplimiento de los objetivos deseados. Se propone como razonable que el Plan de Gestión tenga una validez de 5 años. Así, una vez aprobadas las actividades, no existirán nuevas evaluaciones del recurso, ni los parámetros de ordenación, salvo las necesarias revisiones relacionadas con el seguimiento y fiscalización. Finalizado el periodo, deberá elaborarse una Revisión Intermedia que usará los antecedentes del periodo anterior y analizará el predio completo para establecer una nueva propuesta.
- B. Caracterización de las UO establecidas: Para todas las UO se definirán las actividades a realizar, y cada una de ellas debe ser caracterizada de acuerdo a su ubicación y dimensión (sistema cartográfico predial); características

técnicas (sistemas, intensidades, criterios); prioridad; actividades asociadas; requerimientos operativos; volumen aproximado de productos a generar; y posible bonificación.

Programa de Manejo Forestal para Productos NO Madereros

Este programa podría comprender todas las superficies donde se definieron funciones de Recuperación de bosque nativo, Aprovechamiento forestal, y Protección de agua y suelos, excluyendo sólo el área definida con función de Preservación.

1) Definición de Unidades de Manejo No Maderero (UNM).- A partir de la información recopilada en el inventario, se definirán unidades operacionales de manejo productivo sostenible de acuerdo a los siguientes elementos: Producto principal no maderero de mayor interés dadas las condicionantes de mercado y el estado del bosque; Especie(s) principal (es) de manejo de donde se obtendrá el producto principal; Rotación del bosque a partir de la especie y producto principal.

La división de la superficie total de manejo de productos no madereros, por la edad de rotación definida, nos permitirá definir la superficie teórica de las UNM. Esto significa que para mantener el rendimiento sostenido del bosque, se deben intervenir como máximo, esta superficie teórica al año. Existe poca información respecto a la rotación de este tipo de productos. Algunas experiencias en Boldo recomiendan rotaciones de 4 años, pero para frutos, flores, hongos y otros es poco lo investigado. La implementación de modelos de este tipo, permitirá ir creando una base de datos y experiencia en estos temas.

Finalmente, a las UO definidas en el programa maderero, se incorporarán las áreas nuevas de otras funciones de uso exclusivo no maderero. Considerando criterios operativos y usando como referencia la superficie teórica estimada, se limitarán las UNM definitivas.

2) Tipo de Actividades incluidas en el programa NO maderero.- Las actividades sobre esta zona corresponden a un conjunto que incluye las actividades de mejora y conversión presentadas en el capítulo de la Preordenación, a las que se adicionan dos relacionadas con el aprovechamiento de los recursos: Podas: Extracción controlada de ramas y parte de la copa de los árboles con el fin de generar productos no madereros de alto valor o para mejorar la competencia; Recolección: Actividad destinada a la extracción desde el bosque de productos no madereros como frutos, flores, hojas, hongos, helechos, lianas, otros.

3) Planificación Operativa del programa

- A. El plan operativo adoptará el mismo período de planificación del programa maderero
- B. Caracterización de las UNM: Para todas las unidades se definirán las actividades a reali-

zar, y cada una de ellas debe ser caracterizada de acuerdo a su ubicación y dimensión (sistema cartográfico predial); características técnicas (sistemas, intensidades, criterios); prioridad; actividades asociadas; requerimientos operativos; volumen aproximado de productos a generar; y posible bonificación.

Seguimiento, fiscalización y escenario deseado para la Aplicación del Modelo

Un modelo de gestión de largo plazo, en el que existen compromisos privados en atención a percibir incentivos de Estado, es un modelo poco frecuente en el país, y su novedad requerirá actitud de los participantes del proceso en atención a lograr su buen funcionamiento. En este contexto, el seguimiento de los

Fase/Actividades	Característica
Diagnóstico Predial	
Caracterización general	Enfocada a la totalidad del predio, y a su entorno territorial y ambiental.
Cartografía predial	Es un sistema cartográfico dinámico y adaptable, que integra todos los usos prediales.
Definición AGF	Superficie predial destinada al uso y manejo forestal permanente. Decisión estratégica privada de largo plazo, considerando el entorno y las características del predio.
Preordenación	
Definición y caracterización de unidades operativas de preordenación	Utiliza como elementos de análisis el estado del bosque (alteración) y su ubicación en la cuenca (sitio).
Actividades de preordenación	Buscan describir, mejorar y preparar el bosque para el manejo bajo rendimiento sostenido.
Ordenación	
Definición de funciones en AGF	De acuerdo a los resultados de la preordenación, el propietario define qué quiere hacer con su recurso bosque. Decisión privada táctico/operativa, de corto y mediano plazo.
Plan de manejo preservación	Oportunidad de desarrollo complementario a la producción, que integra la restauración como herramienta principal.
Plan de manejo forestal con criterios de ordenación	Enfocado a todo el AGF Tiene una preordenación anterior que permite generar una caracterización y evaluación potente del recurso Se basa en el crecimiento u otros parámetros de sustentabilidad

Cuadro 6. Caracterización del modelo

efectos del modelo es esencial, tanto en su frecuencia como en la calidad de información que entregue, especialmente si se considera la diversidad de temáticas en las que se carece de información pertinente.

Principio de garantía: Los esfuerzos implicados en implementar un modelo como este en una propiedad privada se traducen en serios compromisos de sus dueños, tanto por la inversión inicial de establecerlo, como en el compromiso implícito con la producción futura. Así, serán condiciones ineludibles la imposibilidad por parte del propietario de renunciar a ejecución de los planes establecidos, salvo restringidas causas, y la imposibilidad por parte del Estado de renunciar a los incentivos y otros apoyos al plan propuesto. Específicamente, si los servicios estatales de competencia han aprobado los correspondientes planes del modelo, léase que la propuesta cumple con las exigencias normativas, el propietario debiera tener asegurados desde la aprobación los incentivos para todo el período, de no mediar inconvenientes que lo hagan incumplir con las exigencias comprometidas.

Principio de eficiencia de la gestión Pública: Si la gestión deseada del bosque mediterráneo no es atractiva para sus dueños, será prácticamente imposible su puesta en marcha. Así, el servicio estatal de competencia debiera considerar que toda la información que se le requiere a los interesados tiene un costo, y en el mismo sentido evaluar cual es la información esencial y suficiente para cumplir con sus funciones fiscalizadoras y, de esa forma, no transformarse en una carga económica sustancial que resolver para iniciar el manejo.

Principio de flexibilidad: Se debería aprovechar al máximo la ventaja de establecer una planificación de largo plazo. Una manera de hacerlo, será exigir que las actividades comprometidas deban estar terminadas al final del período, y en particular, no relevar el hecho que durante el período el propietario haga modificaciones tanto del calendario como de las zonas en que se ejecuten las actividades. Específicamente, se podría considerar aceptable que las actividades propuestas para un año, por ejemplo, no se realicen y en cambio se ejecute una corta en otra parte del pre-

dio, siempre y cuando las funciones territoriales determinadas le permitan ejecutar dicha labor, y que la actividad esté permitida dentro de su plan. Quien realice el seguimiento, tendrá la opción de fiscalizar si las extracciones respetan los parámetros de ordenación, y la condición del bosque afectado es el adecuado.

Este principio es uno de los fundamentales para lograr que exista un productor forestal permanente, y que tenga la mayor autonomía permitida para optimizar su unidad productiva, la que además frecuentemente debe ser compatibilizada con otras actividades del agro.

Características Distintivas del Modelo

Esta propuesta metodológica se diferencia de los métodos y herramientas actuales de manejo, principalmente en elementos técnicos, en criterios y enfoques productivos, que le dan las características distintivas a este Modelo. Los aspectos destacados se presentan en el Cuadro 6.

Matriz actividad costo/ incentivo

Se presenta a continuación de forma resumida, un compendio de todas las actividades propuestas para el funcionamiento del modelo, indicando las fases y los tipos de planes y programas en que deben/pueden realizar. Se propone un monto estimado del costo por hectárea de cada actividad a partir de datos aportados por la experiencia del equipo elaborador del modelo. Se contraponen además estas cifras, con el monto total de incentivos para el “tipo de actividad” que estipula la LBN en el articulado 23, literales a,b,c.

Actividades Modelo	FASES	TIPO DE PLAN			Costo estimado UTM/ha	Incentivos Ley BN (UTM/ha)
		Plan Manejo Preservación	Plan Manejo Forestal bajo criterios de Ord.			
			Programa Maderero	Programa No Maderero		
Aplicación Modelo completo (*)	1. Diagnóstico	SI (**)	SI	SI	0,42	0,3
	2. Preordenación					
	3. Ordenación					
Inventario Forestal	3	NO	SI	SI	0,20	10
Cosecha	3	NO	SI	NO	7,00	10
Recolección	3	NO	NO	SI	1,40	5
Poda	2,3	NO	SI	SI	1,12	5 o 10
Limpias	2,3	SI	SI	SI	4,20	5 o 10
Clareos	2,3	NO	SI	SI	0,84	5 o 10
Raleos	2,3	NO	SI	SI	5,60	5 o 10
Cortas sanitarias	2,3	SI	SI	SI	0,42	5 o 10
Construcción caminos	1,2,3	SI	SI	SI	1,96	5 o 10
Construcción huellas	1,2,4	SI	SI	SI	0,28	5 o 10
Mantenición de caminos	1,2,5	SI	SI	SI	0,05	5 o 10
Mantenición huellas	1,2,6	SI	SI	SI	0,04	5 o 10
Cons. canchas acopio	2,3	NO	SI	SI	0,19	5 o 10
Control de plagas	2,3	SI	SI	SI	0,30	5 o 10
Control de ganado	2,3	SI	SI	SI	1,40	5 o 10
Protección incendios	2,3	SI	SI	SI	1,12	5 o 10
Acondic.de suelos	2,3	SI	SI	SI	0,33	5 o 10
Protección de suelos	2,3	NO	SI	NO	Tabla	DL. 701
Plant.suplementarias	2,3	SI	SI	SI	8,41	5 o 10
Forestaciones	2,3	NO	SI	SI	Tabla	DL. 701
Seguim. e investigación	2,3	SI	NO	NO	?	5 o 10

* Contempla aplicar el modelo completo en el tiempo, integrando el diagnóstico inicial y el seguimiento de su aplicación

** Hacer este plan es optativo en el modelo

Referencias bibliográficas

- [1] Cruz P, Honeyman y Caballero C. 2005. *Propuesta metodológica de ordenación forestal, aplicación a bosques de lenga en la XI Región*. En Bosque 26(2): 57-70.
- [2] Cruz P., Honeyman P., Hube C., Urrutia J., Ravanal C. y Sculze C. 2008. *Modelo de gestión forestal para el uso sustentable de los bosques mediterráneos chilenos*. Ediciones U.Mayor.
- [3] Donoso C. 1981. *Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile*. Bosque. 4 (2): 117-146.
- [4] Gajardo R. 1990. *Descripción de los bosques esclerófilos y espinosos*. En: Opciones silviculturales de los Bosques Esclerófilos Espinosos de la Zona Central de Chile. Apuntes Docentes N° 3. 3-18 p.
- [5] Rivera H, Rudolf A y Cruz P. 2002. *Plan de Ordenación de la Reserva Nacional Valdivia*. CONAF/GTZ.
- [6] Vita, A. 1993. *Ecosistemas de bosques y matorrales mediterráneos y sus tratamientos silviculturales en Chile. Investigación y Desarrollo de Áreas Silvestres en Zonas Áridas y Semiáridas de Chile*. CONAF, PNUD, FAO.

Land-use planning in Indonesia and Malinau¹

by Eva Wollenberg²

¹ The research was supported by the International Tropical Timber Organization (ITTO), the Department for International Development (DfID) UK, the Ford Foundation, the District of Malinau, and the Netherlands Committee of IUCN. We thank two anonymous reviewers for their helpful comments.

² Center for Sustainable Agriculture
106 Highpoint, Suite 300, Colchester, Vermont 05446 USA
lini.wollenberg@uvm.edu

Resumen

Las reformas de descentralización en Indonesia, entre 1999 y 2004 crearon oportunidades para la planificación del uso del suelo que reflejaron las condiciones y las necesidades de las poblaciones locales. El artículo describe siete años de trabajo en el Distrito de Malinau, durante los cuales se buscó conectar la planificación gubernamental de uso de la tierra con los valores, prioridades y prácticas del pueblo. Se propone 4 principios para apoyar la planificación interactiva entre el gobierno y los usuarios locales de la tierra. El artículo describe su aplicación y los desafíos resultantes.

Abstract

Indonesia's 1999–2004 decentralization reforms created opportunities for land-use planning that reflected local conditions and local people's needs. We report on seven years of work in the District of Malinau in Indonesian Borneo that attempted to reconnect government land-use plans to local people's values, priorities, and practices. Four principles are proposed to support more interactive planning between government and local land users: The article describes the application of these principles and the resulting challenges.

Keywords.— Land-use planning; adaptive management; Borneo; decentralization; local knowledge; spatial planning; systems frameworks.

Introduction

Although spatial plans are a central feature of forest land-use policy in Indonesia, they have had little connection to the values, priorities, and practices of local peoples, especially in remote forest areas (Murdiono 1998, Sève 1999, Jepson *et al.* 2002). Land-use planning in Indonesia has had a history of producing centrally driven, poorly implemented plans. Meanwhile, Indonesia's forest estate continues to be severely degraded (Jepson *et al.* 2002), and local communities lack development opportunities (Colfer and Resosudarmo 2002, Moeliono *et al.* 2007).

In this paper, we analyze efforts to make spatial planning in Indonesia's forest areas more relevant to local conditions and land users. We use the example of a land-use planning project in the District of Malinau in East Kalimantan Province, Indonesian Borneo. The project took place from 1998 to 2005 when interest in more locally responsive government was high because of recent decentralization reforms.

The Malinau project used an alternative approach to land-use planning that draws from adaptive management, systems theory, and multistakeholder principles. Planning in this approach shifted from being a

preparatory, document-focused effort to a set of decision tools and processes that enabled the exchange of information, learning, and adjustments among government and local land users and managers in pursuit of a common vision. We provide examples of how the approach was tested and explain the difficulties of institutionalizing these principles during a period of policy transition. We conclude with some views about how to overcome the problems of planning in uncertain and complex environments.

Land-use Planning in Indonesia and Malinau: A history of national land-use planning in Indonesia

Rural land-use planning in Indonesia has evolved through three distinct phases that reflect more decentralized decision making: techno-rationalism, regional development, and district-driven planning.

Techno-rationalism

In 1982, a first phase of national land-use planning was initiated by the Ministry of Home Affairs through legal instructions to the Ministry of Forestry (MOF) to create Consensus-Based Forest Land Use Planning via Tata Guna Hutan Kesepakatan (TGHK) - No. 26/1982, Surat Edaran Menteri Dalam Negeri No. 522.12/4275/Agr., 1982. In 1984 MOF produced TGHK maps, usually 1:500,000, that classified forest land functions as (1) protection forest, i.e., for watershed protection; (2) conservation forest in the form of national parks and other protected areas; (3) limited production forest, in which timber harvesting needs protective measures to avoid soil erosion; (4) production forest for timber harvesting; and (5) conversion forest for conversion to agriculture, plantation crops, settlements, or other uses (Sève 1999:8). The MOF's provincial representative prepared TGHK maps for each province (Jepson 2002). Much of the designation was done with little regard for conditions on the ground.

A subsequent national mapping effort, the 1987–1990 Regional Physical Planning Project for Trans-

migration (RePPProT), which was a project of the UK's Department for International Development (then the Overseas Development Administration), aimed for more reliable planning information. The project produced maps that rationalized existing TGHK maps with newly proposed land-use zones, including databases on development and reforestation areas. Despite ongoing inaccuracies, the resulting "consensus TGHK" maps (1:250,000) became the country's standard and most often used base maps (Jepson *et al.* 2002). In the early 1990s, the Second Land Resources Evaluation and Planning furthered these efforts by producing digitized maps.

Regional development

A second phase of land-use planning began with Indonesia's basic law of spatial planning, Act No. 24/1992, and the new involvement of the National Development Planning Board. This phase initiated the integration of land allocation with intersectoral development planning. The 1992 law decentralized spatial planning to the provincial, and later, district planning boards.

Starting in 1997, MOF was to produce new "integrated maps" or peta paduserasai that rationalized the TGHK maps with the spatial plans of the new provincial and district planning agencies. These plans were known as Rencana Tata Ruang Wilayah Propinsi/Kabupaten or RTRWP/B (Sève 1999, Jepson *et al.* 2002). The RTRWP/B were to include administrative boundaries, land characteristics, potential resources, and development opportunities related to diverse sectors (Auricht and Rais 2000). They aimed to coordinate and stimulate economic growth as well as plan for the efficient delivery of government services. Plans could be renewed every five years. Reflecting the pressures for wider political participation at the time in Indonesia, the law also allowed for citizen input, although in practice input was rarely solicited or offered.

The extent of decentralization in this phase was limited. Mapping was concentrated at the provincial level, and the finalization of the integrated maps was highly contentious through the 1990s. The MOF

largely stalled and resisted the efforts of the planning boards, and few new plans resulted. Top-down decision making prevailed, and it was not uncommon for executive decrees at the national level to override plans (Widiangsih and Morrell 2007).

District-driven planning

A third phase of land-use planning began after the end of the Soeharto regime. Widespread reforms occurred from 1999 to 2004 that decentralized authority to elected district officials, empowered district assemblies, and channeled considerably more financial resources to district agencies. Although the RTRW framework remained intact, districts sought to create or redo their plans as a way to assert their new-found autonomy (cf. Mintzberg 1993). They rarely attempted to coordinate with provincial plans. The province of East Kalimantan revised its spatial plan in 1999, but it took years to be approved because of conflicts with the many new district plans. The district plans were valid for 10 yr with evaluation after five.

Many of the old problems of centralized land-use planning persisted. Jakarta-based consulting companies prepared plans in their offices, rarely if ever making field visits, using public input, or incorporating good maps or data. Plans were photocopied from other districts. In East Kalimantan, the plans routinely permitted the use of areas protected in Indonesia's National Conservation Plan in 1981/1982 (Jepson *et al.* 2002). The new district planning system became a tool for legitimizing private access to district resources with little protection or concern for the public interest (Wollenberg *et al.* 2006b).

As before, district plans also bore little relation to what people did in the forest. In the institutional gap created during the transition to new district control, semi-autonomous local political orders emerged in which local indigenous groups, business interests, and the bureaucratic elite did their best to capture local benefits from forests regardless of existing land-use plans, legal frameworks, or central directives (McCarthy 2002, 2004, Wollenberg *et al.*

2006b). Districts rapidly organized small-scale timber harvesting and sought out investment schemes for conversion of natural forest to more lucrative crops.

After 2004, new national laws and regulations tried to recentralize what most people perceived as the rampant abuse of local control. Law No. 32 required district governments to coordinate their land-use planning with the provinces and the national authorities, and Regulation 26 in 2008 gave provincial governors and national ministers the right to override land-use decisions made by the districts. Indonesia continues, however, to lack a coherent government apparatus that can work across multiple administrative levels and sectors and use transparent means to resolve conflicts (McCarthy 2004).

This last and most recent phase created a window of opportunity for more locally relevant land-use planning that could better link district government spatial planning to the knowledge, experience, and aspirations of local people. It can be called the postdecentralization phase or "district planning for local economic development."

Limits of planning in Indonesia

Spatial plans in forest areas are still poorly designed and implemented. Their quality has been compromised by a history of centralized sector-based planning, a lack of information about existing forest and land characteristics, and weak stakeholder input (Sève 1999). Implementation of spatial plans has been hampered by a number of factors, including (1) inaccurate and inconsistent maps produced under various spatial planning policies; (2) poor coordination of the Ministry of Forestry with other ministries (Sève 1999, Jepson *et al.* 2002); (3) poor coordination among district, provincial, and central bodies; (4) presidential decrees that took precedence over existing plans (Widiangsih and Morrell 2007); (5) a lack of local government capacity or will; (6) vested political and business interests (McCarthy 2002); (7) a lack of financial resources (Murdiono 1998); or (8) simply the unavailability of the plan (Murdiono 1998, Auricht and Rais 2000).

Although Indonesia's forest land-use plans are intended to support development goals, few address the local drivers of development or anticipate future circumstances. Information about the plans is rarely shared with other stakeholders, and the 5- to 10-yr plans are usually revised only to meet the needs of special interests. Such reliance on prescriptive long-term plans leaves little room for discretionary decision making and flexibility (Lloyd and Peel 2007). Plans under these conditions establish predetermined spatial arrangements and outcomes that serve the purposes of accountability and bureaucratic control, although they quickly become irrelevant when prescriptions are not possible or desirable, especially in situations in which political regimes are unstable, policies are in transition, natural environments change, or high levels of innovation are needed. Even as tools for accountability and control, their use is limited because they quickly lose any claim to relevance. Local land users feel no ownership of these plans, and their rights are often ignored.

Conventional planning in such contexts gives government and land-use managers a false sense of control that can lead to unanticipated outcomes and inattentiveness to critical threats or opportunities. The emphasis on plans skews attention away from real opportunities for local action. As a result, strategic decisions are often made outside of formal plans (Stacey 2003), because decisions have to be made incrementally, not all at once.

District of Malinau

Malinau was created in 1999 when the previous district of Bulungan was divided into three new districts. The district is 42,000 km² in size, and about 60% of its 50,000 residents are concentrated in the district capital. The 15,000–20,000 people living in the forested parts of Malinau are primarily Dayak swidden cultivators and Punan hunter-gatherers who rely on forests for their livelihoods and live in settlements of 30–1000 individuals (Sellato 2001, Sheil *et al.* 2006). Swidden cultivation and small-scale timber harvesting occur in localized areas throughout the district, and there are two small coal mines.

The district is 90% forest and contains the largest remaining contiguous area of Dipterocarp forest in the world. Forest land formally belongs to the state. Timber concessions allocated through Jakarta under past governments control rights to timber, although district governments have challenged these rights by allocating their own permits for timber harvesting and by changing land-use plans. The district includes most of the 1.6 million-ha Kayan Mentarang National Park, one of 80 major ecosystem reserves identified in the first national Biodiversity Action Plan and RePPProT 2002 (Jepson 2002 *et al.*) and has high conservation value for plants and animals (Meijaard and Nijman 2003, Sheil *et al.* 2006). Annual rainfall is nearly 4000 mm, and the general erosion risk is high (Basuki and Sheil 2005).

The Center for International Forestry Research (CIFOR) began working in Malinau in 1995 and in 1998 initiated a multistakeholder land-use planning project with the Indonesian Ministry of Forestry and the district of Malinau. The aim of the project was to integrate information across different land uses and users to produce a more dynamic systems approach to land-use planning. An interdisciplinary team of about six researchers led the effort, which focused on the Malinau and Tubu watersheds. The project paid special attention to local swidden farmers and hunter-gatherers, because these were groups that had been systematically excluded from prior land-use planning.

Despite intentions and efforts to do otherwise, the project operated independently from the district's own land-use planning process. Malinau developed its own district land-use plan in 2002. A Jakarta-based consultant prepared maps based on information from the previous district of Bulungan, with little or no public participation and no field visits. CIFOR provided extensive ecological, forest, and social data, but the final plan showed no evidence that these data had been incorporated. The consultants presented the plan at a public hearing in the district capital that included officials and CIFOR invitees, but no village representatives from Malinau's forested areas.

During subsequent closed negotiations in 2003, the district increased the amount of conversion forest by nearly 600,000 ha and decreased reserves and limited production forest to make land available for oil palm development and increase their control vis-à-vis the national government over land and timber revenues (Andrianto 2006). This decision was made in spite of technical suitability measures that indicating the land should remain under forest cover. After several rounds of minor revisions, the plans were finally adopted and legalized in 2003.

The district did not make the final plan public. Our project team's efforts to see a copy of the plan were always rebuffed. Secrecy helped the district to accommodate investors without public scrutiny. In 2004 a new investor requested a block of land for an oil palm plantation. The land included part of an existing timber concession and forest in which conversion was not permitted. The district reportedly reduced the concession of the parastatal company Inhutani II from 48,000 ha to less than 28,000 ha in the land-use plan. In February 2005, Malinau submitted the revision to the Minister of Forestry for approval, but it was refused. The local government signed the memorandum of understanding with the investor anyway. The provincial government later accommodated the conversion request in its 10-yr plan, but in 2006 the Minister of Forestry rejected the province's plans to convert 1 million ha of forest to oil palm.

The resulting content of the plan was as disappointing as the process. The plan emphasized forest conversion and plantation development that would require intensive soil inputs and erosion control and decrease local people's control over land and livelihoods. It did not recognize the appropriateness of maintaining forest cover for the area or make provisions for sustainable forestry (Meijaard *et al.* 2005). Based on an analysis of 600 soil samples and 200 site characterizations using land and soil criteria developed by the Indonesian Department of Agriculture, Basuki and Sheil (2005) found that all 200 sites were marginal for the production of cash crops like pepper, coffee, rubber, or oil palm. The best sites for plantations were the alluvial plains along rivers in which local people already lived and cultivated their crops.

The plan did not recognize that existing cultivation systems were sustainable only because the local people used small amounts of land, chose the best sites, maintained vegetative cover, had established long fallow periods, and rarely cultivated the same crop or field two years consecutively (E. Dounias and G. Loutrel, *unpublished manuscript*).

An alternative planning approach: Interactive land-use planning

How can the government plan land use in Indonesia's forest areas to more effectively take into account local land capacities, the priorities of local land users, and changing conditions? On the one hand, Indonesia's existing planning frameworks produce clear rules that signal obligations and interests in efficient, transparent language that serve the formal needs of the state and citizens. On the other, the complexity of managing Indonesia's forest lands demands practical local knowledge, discretionary decision making, social processes, and adaptation (Rose 1994).

District land-use planning should link and balance these two approaches to provide not just a set of designations and control points but also an opportunity to refine and adapt decisions at larger scales based on practical experience and communication among different groups. Decision makers and citizens still need the ordered and simplified rules of a formal plan, but as part of a process that better reflects the real evolving local conditions and uncertainties that land users and managers face. A plan thus becomes only a small part of what a land-use planning team should be doing.

To achieve these aims, the project tested an alternative approach to land-use planning that draws from adaptive management, multistakeholder principles, and systems theory. This approach emerged from independent research subprojects carried out by CIFOR researchers in areas such as multidisciplinary landscape assessment, local governance and adaptive co-management, Punan health and livelihoods, integrated natural resource management, and multistake-

holder land-use planning, and from the collective efforts of the Malinau team to create an integrated approach to landscape-level governance and land-use planning. We developed and refined a number of principles during the course of the project. In the end, the project produced four principles to inform the alternate approach:

1. Support local groups to make their local knowledge, experience, and aspirations more visible to formal land-use planning and decision making. Local information is costly to attain, coordinate, and use, and local groups are often not accustomed to communicating information needed for planning. Nevertheless, local-level information is essential for local needs and conditions to be acknowledged in planning, as well as for local land users to feel ownership. Clarity about tenure and rights is fundamental to understanding who should have input into land-use plans.
2. Create channels of communication, feedback, and transparency to support the adaptive capacities and accountability of district leadership and institutions. Open and multiple channels of communication and a commitment to transparency allow people to challenge, debate, and exchange information about the appropriateness of plans and when and how to adjust them. Leadership must be ready to take advantage of opportunities, quickly recognize threats, and balance trade-offs. Public input and review should occur with adequate advance notice and funding from the district. Civil society and other government members should have access to documents, and proposed and final plans should be available in easy-to-read formats.
3. Understand the drivers of change and the scenarios associated with different land-use options, including trade-offs among objectives, using system frameworks. Whereas land-use plans may be appropriate at the time they are produced, in regions of uncertainty and rapid change plans can quickly be overtaken by new circumstances. Understanding possible trajec-

tories of change from a systems perspective makes decision makers more attentive to what kinds of changes might occur and how to cope with them (Prato 2007). Systems-based tools can incorporate local practical knowledge as well as represent changes in simple ways to complement maps.

4. Link analysis and intervention across multiple levels, from the local land user to the district and national levels. Land-use planning inevitably leads to a focus on a particular scale of analysis. In Malinau this is the district level, but what happens at this level is partially determined by land-use decisions made at lower levels and influenced by decisions at provincial and national levels. Thus, multiple levels of analysis and intervention and efforts to explicitly link these different levels are necessary (Sayer and Campbell 2004). District planners need to hold planning activities in villages, harness the frames of reference and perspectives of stakeholders at other levels, lobby at higher levels, and enable people from different levels to work out agreements together.

The Four Principles Applied

In this section we explain how the project applied the four principles from 1998 to 2005.

Principle 1: Support local groups to make their local knowledge, experience, and aspirations more visible to formal land-use planning and decision making

In Malinau, as in most forest areas of Indonesia, the voice of local Dayak and Punan villagers was rarely heard in district land-use planning (Sève 1999). CIFOR concentrated its effort on enabling these villagers to express their knowledge, experience, and aspirations. Villagers had the most to lose from district plans, because their livelihoods depended directly on agriculture and forest resources. Their ability to coordinate information and influence district policy was

compromised by the huge distances between settlements and by ethnic divisions.

Villagers were also the groups most interested in working with CIFOR. The local small timber industries and mining companies were the least interested; they viewed land-use planning as a threat to their operations. Although district officials from different departments showed interest, they often needed permission to participate, were called away to district business at the last minute, or shifted roles, making it difficult to invest in building relationships with them.

Given the intense and volatile competition for forest claims during the decentralization transition (1999–2000), we focused most of our efforts on supporting villagers' claims to land and forest resources. We helped make those claims visible mainly through maps and research on village land uses and values. A team facilitated participatory mapping of village boundaries in 2000 for 21 villages in the Malinau watershed (Anau *et al.* 2001). Although these maps were an imperfect solution and by themselves did not capture the entitlements, they were probably the most important practical tool the project produced that villages could use to communicate their needs to government and timber companies. The maps could also be readily shared with formal planners and integrated into their maps.

Our research further showed that the villagers' use of forest resources extended beyond village areas and was more fluid than village boundaries would suggest. For hunting and gathering, individuals used their social networks to access a vast and fluid network of sites and forest trails that could not be easily mapped. The social networks were determined by interethnic and intervillage relationships and subject to change. Any allocation of formal rights had to recognize these fluid and socially embedded informal rights and allow people the flexibility they needed to exercise them.

Local people's perceptions of the landscape and the significance and value they assigned to the geographic locations of different sites and services were important to demonstrate why villagers claimed these

lands and wanted to use them in particular ways (e.g., Cunliffe *et al.* 2006, Lynam *et al.* 2006, Sheil *et al.* 2006). For example, local people highly valued old village sites and fruit orchards and wanted them protected against logging and other damage. Old village sites not only had heritage value but were also abundant in fruit species, making fruits such as durian (*Durio* spp.), coconuts (*Cocos nucifera*), *Artocarpus* spp., and mangos (*Mangifera* spp.) relatively plentiful. These fruits in turn attracted significant attention from frugivores, which the local people enjoyed hunting. People also valued the limestone outcrops and caves that are the home of swiftlets (mostly *Collocalia* spp.), whose nests have considerable cultural and commercial significance, and wanted to establish protected areas around them, as in the 1-km exclusion zones in Malinau.

Officials undervalued local people's reliance on swidden agriculture and made little effort to accommodate it in land-use plans, other than to allocate 1 ha of land per family for permanent agriculture within village boundaries. A study of farmers in Malinau's Tubu watershed showed that choices about the location of the swidden and the type of forest used varied dramatically from year to year (Fig. 2). Fluctuations depended on the composition and availability of household labor, the farmers' health status, ever-changing partnerships and alliances among households, and the balance among agriculture and hunting, fishing, and gathering at any one time (Fig. 3). In 1994 and 2002, when there was mast fruiting and large numbers of wild bearded pigs in the area, farmers created swiddens from young fallows near the villages, rather than investing in clearing older forests for more productive land. In contrast, in years like 1989 and 1998–2000, they made massive clearings in distant primary forest or very old fallows. The severe interannual fluctuations of fruiting and bearded pig populations in *Dipterocarp* forests accordingly affect the strategies of forest dwellers and influence how land is used. Assessing the land needed in 1994 would have led to a detrimental underestimation of the land cover they actually need to practice swidden agriculture.

Principle 2: Create channels of communication, feedback, and transparency to support the adaptive capacities and accountability of district leadership and institutions

The research team also worked to bridge the gaps between groups so that they could communicate their values and practices directly to one another and participate in all decisions that affected them. We did this by facilitating meetings among groups who did not ordinarily meet with one another, documenting and disseminating stakeholders' views, monitoring land use and social conditions, and supporting awareness of good governance measures. Such communication and involvement were essential so that decision makers could integrate information from different sources and at different scales as they adapted to changing conditions.

Multistakeholder forums addressed forest policy issues at the community, district, and provincial levels. They included annual meetings with all the villages in the Malinau watershed, to which government officials were invited and at which a community-government dialogue was held. The CIFOR team also arranged for government officials to attend village activities and for villagers to visit district officials. These events were generally well attended and successful in creating opportunities for dialogue. Participants saw them as opportunities for getting new information.

Team members monitored forest and social conditions at the village level from 2000 to 2005, providing data and analysis three to five times each year to both villagers and government officials that helped to document the rapid changes in forest use occurring at the time. This information was critical to building awareness in the district about the rapidity and extent of changes occurring during the reform era.

Researchers also collected the views of different stakeholders about desirable governance in Malinau in terms of representation, accountability, land-use planning, agreements, sharing forest benefits, conflict management, and sharing of information (Wollenberg *et al.* 2006a). Although district officials

and villagers agreed that communities should provide input on land-use planning, the research showed that there was considerable variation in people's expectations about forest governance and only a limited capacity to practice many of these principles. Communication and accountability were often limited in Malinau by top-down and clientelist governance.

Principle 3: Understand the drivers of change and scenarios associated with different land-use options, including trade-offs among objectives, using system frameworks

CIFOR researchers assisted stakeholders in Malinau to explore potential changes, trends, and trade-offs through social processes as well as simulation modeling. To establish a shared foundation for the planning process, one of our first activities was a multistakeholder workshop to collectively identify the parameters of Malinau's land-use system and develop a shared vision for land use based on scenario visioning tools (Wollenberg *et al.* 2000). The group identified the drivers of change they experienced under decentralization, i.e., increased small-scale timber harvesting, increased funds for local development, empowered local citizens, and their collective objectives for the future, which included (1) increased income; (2) clear land use according to rights and land-use functions; (3) the development of organizations that are efficient, coordinated, and transparent; and (4) environmental conservation.

This information was used as input for simulation modeling to project the Malinau landscape and economy for 20 yr. The model was designed to stimulate debate about the future rather than be a predictive tool (Sandker *et al.* 2007, 2008, Campbell *et al.* 2009). The model could incorporate practical knowledge generated by different groups and allow people to discuss risks and wider concerns and motivations for different kinds of land use, e.g., heritage, gravesites, conservation. Likely drivers of change were included in the model, making it possible to explore diverse scenarios and conduct policy experiments. The model was built together with the planners at the district level, giving them a degree of ownership of the model. In one of the closing workshops for the

project, district officials presented the results of different model scenarios to their colleagues. The models highlighted the trade-offs of different development trajectories. For example, a high investment scenario of plantation development brought major development outcomes for the district, but these came at the cost of biodiversity conservation and the likely marginalization of the current land users.

Principle 4: Link analysis and intervention across multiple levels

The project worked at the district, subdistrict, watershed, village, household, individual, and forest site levels. Analysis and intervention at these multiple levels were essential to understanding land-use patterns at different scales and the motivations or drivers behind them. For example, the impacts of large land-use initiatives such as oil palm or timber plantations often spanned across villages and needed to be understood in terms of their relation to village land claims and household use of forest resources as well as for their impacts on specific forest sites and watersheds.

We supported coordination of land-use planning among villages in the Malinau watershed in which small-scale timber extraction was most rampant through the production of village plans and annual meetings. We facilitated the production of scenarios of preferred village land uses, as well as supporting maps, inventories, and management plans. Villages discussed alternatives and documented what existed. One village used the maps to identify their core conservation area and different land-use zones. Another designated areas for timber exploitation, protection, and subsistence use. We worked with the surrounding two or three villages to manage conflicts over land and create similar opportunities for land-use planning. As a result, the area of conserved forest nearly doubled when a neighboring village also allocated land for conservation.

To scale up village efforts to the district level, we invited land-use planners and government officials to participate in public village meetings and encouraged the district to communicate to the villagers what was

feasible from the district's perspective. Villagers were encouraged to make presentations to district officials about their plans. The project lobbied the provincial and national authorities to recognize these community efforts, for which one village received a national environmental prize and was a finalist for the international World Water Prize.

Researchers shared the results of all studies with the communities and other local stakeholders to make the analysis available to them and deepen their general understanding. Products took the form of hundreds of newsletters, 3500 posters, 6000 information-rich cards, and several hundred copies of videos. In addition, researchers collaborated with local government and the World Wildlife Fund to develop an environmental education syllabus for Malinau's schools (Padmanaba and Sheil 2006).

Discussion

The experience in Malinau reflected the historical context of the postdecentralization and district-driven land-use planning period. Dayak and Punan villagers gained more awareness, provided more input, and negotiated harder for their land-use priorities than had been possible during previous decades (Wollenberg *et al.* 2007). Land-use planning reached heightened levels of political accountability and participation. Rigorously collected local data were organized in GIS models and applied in spatial modeling.

Despite the richness of these developments, the district produced a conventional land-use plan and subsequent land-use decisions that departed from that plan. Decisions lacked relevance to Malinau's land capabilities and the existing land-use practices of the local people. Instead, these decisions served the interests of district officials in income-generating projects, which they justified with narratives about "economic development" and "modernization." They also helped maintain political capital among the district's entrepreneurs and selected village leaders who also benefited from the schemes. The politics of land

use, driven by the possibilities for economic gain, thus took precedence over technical planning considerations.

Politics prevailed in previous eras as well, only this time the politics that mattered most were at the district level, and many government officials and entrepreneurs were themselves local people and even indigenous leaders (cf. McCarthy 2004, Wollenberg *et al.* 2005). Indonesia's political traditions of hierarchical decision making, paternalism, secrecy, and local clientelism enabled officials to fall back on old-style decision making. As Hudalah and Woltjer (2007) point out, these forces point to a basic tension inherent in Indonesian land-use planning between introduced western models of planning and the existing decision-making culture. Officials pay attention to formal planning at a token superficial level, yet fall back on more comfortable and binding social norms when conflicts among interests occur. As districts experimented with other participatory, democratic approaches such as public consultations and accountability reports during this period, there were similar tensions and efforts to shift between the more accountable measures and old political habits. Officials and citizens appeared to be trying the new methods out like new outfits, not always sure what would fit and sometimes preferring their old favorites.

Ironically, in this way, land-use planning in the post-decentralization period was more localized and adaptive, but the related decisions were not transparent, clearly in the public interest, or scientifically based. They gave primacy to the interests of a few at the district level, compromising the land-use priorities of multiple local land users and national bodies. Relocating land-use planning to local levels and using adaptive decision making are therefore not enough to ensure more interactive land-use planning. Although empowerment of local communities has been a powerful force for change, as our experience shows, it may not be enough to sufficiently democratize land-use decisions and change relative power relations if the forces in power do not need or have any incentive to change (Garnett *et al.* 2007).

To make planning more relevant in places like Malinau, we need to shift our thinking about planning away from planning as an instrument of control to one of innovation and action (Byrne 2003:171). Byrne says that we need to work with people in a participatory way to specify the range of possible futures and establish actions that will produce the futures people want. Facilitation and intervention according to the principles in this article can help. In Malinau the four principles presented here gave villagers and officials the tools they needed to tackle the entrenched political culture and work in parallel to it. Although the results did not change the entire system, they did increase awareness of alternatives and balance tensions with old political traditions. Villagers developed higher expectations of local governance (Wollenberg *et al.* 2006a), officials gained more awareness of local priorities, and some villages more actively resisted pressures for logging (Iwan 2004).

The project highlighted conflicts associated with (1) the district's aim to generate income through large-scale extractive projects; (2) conservation priorities for species and area protection that differed among local people and national and international bodies; and (3) local people's needs for land rights and flexibility in managing their forest, swidden, and fallows to respond to variations in natural resource availability, fluctuating social networks, and their needs for flexibility of access and benefit sharing. In each case, the conflicts involved the constraining of discretionary decision making by other parties. These conflicting needs suggest that the requirement for governance measures and interactive land-use planning is much higher than most people assume, even at the local level.

The district government and communities never fully developed the leadership, will, or institutional capacity to carry out more dynamic forms of land-use planning independently. Although the concepts of adaptive management and participation were attractive, they involved skills, information, coordination, and resources that were often not available, especially in a newly formed district struggling with more immediate pressures in a chaotic policy environment. These factors may be ultimately the most important

limits to implementing more dynamic forms of land-use planning (cf. Lebel *et al.* 2007, Prato 2007, Wollenberg *et al.* 2007).

Efforts to improve planning almost always focus on technical aspects, forgetting that in many places capacities do not exist to carry these out. When land-use planning enables discretionary decision making, strong governance systems for transparency and more sensitivity and capacity building among decision makers are necessary (Lloyd and Peel 2007). Capacities need to be built in both government and members of civil society, including sources such as universities or NGOs who can facilitate training and communication.

The kind of planning we are advocating is expensive. Interactive planning should be most appropriate in places of high resource value and threat, in which the stakes are high. Conventional plans can still play a role in land-use decisions, provided that they are more adaptive, participatory, and set in larger governance frameworks. Interactive planning may benefit from external facilitation, because dynamic contexts often make it difficult for planners and managers to invest in the necessary transaction costs of participation and information exchange.

Bibliographic references

- [1] Anau, N., R. Iwan, M. van Heist, G. Limberg, M. Sudana, and E. Wollenberg. 2001. *Pemetaan Desa Partisipatif dan Penyelesaian Konflik Batas: Studi Kasus Desa-Desa Daerah Aliran Sungai Malinau, Januari s/d Juli 2000*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [2] Anau, N., R. Iwan, M. van Heist, G. Limberg, M. Sudana, and E. Wollenberg. 2002. *Negotiating more than boundaries: conflict, power, and agreement building in the demarcation of village borders in Malinau*. Pages 131-156 in Center for International Forestry Research. ITTO project PD 12/97 Rev.1 (F): forest, science and sustainability: the Bulungan model forest: technical report phase 1, 1997-2001. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- [3] Andrianto, A. 2006. *The role of district government in poverty alleviation: case studies in Malinau and West Kutai districts, East Kalimantan, Indonesia*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [4] Auricht, C. M., and J. Rais. 2000. *Spatial development planning in Indonesia; report, Land Administration Project, part C*. National Development Planning Agency and National Land Agency, Government of Indonesia, Jakarta, Indonesia.
- [5] Basuki, I., and D. Sheil. 2005. *Local perspectives of forest landscapes: a preliminary evaluation of land and soils, and their importance in Malinau, East Kalimantan, Indonesia*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [6] Byrne, D. 2003. *Complexity theory and planning theory: a necessary encounter*. *Planning Theory* 2(3):171-178.
- [7] Campbell, B., J. Sayer, R. M. Cowling, H. Kassa, A. Knight, M. Sandker, and A. Suwarno. 2009. *The role of participatory modeling in landscape approaches to reconcile conservation and development*. *Ecology and Society* 14(1): in press.
- [8] Colfer, C., and I. Resosudarmo. 2002. *Which way forward: people, forests and policy making in Indonesia*. Resources for the Future, Washington, D.C., USA.
- [9] Cunliffe, R., T. Lynam, D. Sheil, M. Wan, A. Salim, I. Basuki, and H. Priyadi. 2006. *Developing a predictive understanding of landscape importance to the Punan-Pelancau of East Kalimantan, Borneo*. *Ambio* 36(7):593-599.
- [10] Forester, J. 1989. *Planning in the face of power*. University of California Press, Berkeley, California, USA.

- [11] Garnett, S. T., J. Sayer, and J. du Toit. 2007. *Improving the effectiveness of interventions to balance conservation and development: a conceptual framework*. Ecology and Society **12**(1): 2. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art2/>.
- [12] Hudalah, D., and J. Woltjer. 2007. *Spatial planning system in transitional Indonesia*. International Planning Studies **12**:291-303.
- [13] Iwan, R. 2004. *Mobilizing community conservation: a community initiative to protect its forest against logging in Indonesia*. Available online at: http://dlc.dlib.indiana.edu/archive/00001415/00/Iwan_Mobilizing_040524_Paper176d.pdf.
- [14] Lebel, L., J. M. Anderies, B. Campbell, C. Folke, S. Hatfield-Dodds, T. P. Hughes, and J. Wilson. 2006. *Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems*. Ecology and Society **11**(1):19. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art19/>.
- [15] Lloyd, M. G., and D. Peel. 2007. *Shaping and designing model policies for land use planning*. Land Use Policy **24**:154-164.
- [16] Lusiana, B., M. van Noordwijk, and S. Rahayu, editors. 2005. *Carbon stocks in Nunukan, East Kalimantan: a spatial monitoring and modelling approach: report from the carbon monitoring team of the Forest Resources Management for Carbon Sequestration (FORMACS) project*. World Agroforestry Centre, ICRAF, Bogor, Indonesia.
- [17] Lynam, T., R. Cunliffe, D. Sheil, M. Wan, A. Salim, H. Priyadi, and I. Basuki. 2006. *Livelihoods, land types and the importance of ecosystem goods and services: developing a predictive understanding of landscape valuation by the Punan Pelanau people in East Kalimantan*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [18] McCarthy, J. F. 2002. *Turning in circles: district governance, illegal logging, and environmental decline in Sumatra, Indonesia*. Society and Natural Resources **15**:867-886.
- [19] McCarthy, J. F. 2004. *Changing to gray: decentralization and the emergence of volatile socio-legal configurations in central Kalimantan, Indonesia*. World Development **32**:1199-1223.
- [20] Meijaard, E., and V. Nijman. 2003. *Primate hotspots on Borneo: predictive value for general biodiversity and the effects of taxonomy*. Conservation Biology **17**:725-732.
- [21] Meijaard, E., D. Sheil, R. Nasi, D. Augeri, B. Rosenbaum, D. Iskandar, T. Setyawati, A. Lammertink, I. Rachmatika, A. Wong, T. Soehartono, S. Stanley, and T. O'Brien. 2005. *Life after logging: reconciling wildlife conservation and production forestry in Indonesian Borneo*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [22] Mintzberg, H. 1993. *The rise and fall of strategic planning*. Free Press, New York, New York, USA.
- [23] Moeliono, M., G. Limberg, C. Goenner, E. Wollenberg, and R. Iwan. 2007. *Towards wellbeing: monitoring poverty in Malinau, Indonesia*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [24] Murdiono, L. W. 1998. *Environmental planning In Indonesia: the linkage between spatial plan and environmental impact assessment*. Thesis. Massachusetts Institute of Technology, Boston, Massachusetts, USA.
- [25] Padmanaba, M., and D. Sheil. 2006. *Finding and promoting a local conservation consensus in a globally important tropical forest landscape*. Biodiversity and Conservation **16**(1):137-151.
- [26] Prato, T. 2007. *Evaluating land use plans under uncertainty*. Land Use Policy **24**:165-174.
- [27] Rose, C. M. 1994. *Property and persuasion: essays on the history, theory and rhetoric of ownership*. Westview Press, Boulder, Colorado, USA.
- [28] Sandker, M., B. M. Campbell, and A. Suwarno. 2008. *What are participatory scoping models?* Ecology and Society **13**(1): r2. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/resp2/>.
- [29] Sandker, M., A. Suwarno, and B. M. Campbell. 2007. *Will forests remain in the face of oil palm expansion? Simulating change in Mali-*

- nau, Indonesia. *Ecology and Society* **12**(2): 37. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art37/>.
- [30] **Sayer, J., and B. Campbell.** 2004. *The science of sustainable development: local livelihoods and the global environment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- [31] **Scott, J.** 1998. *Seeing like a state*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- [32] **Sellato, B.** 2001. *Forest, resources and people in Bulungan: elements for a history of settlement, trade and social dynamics in Borneo, 1880–2000*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [33] **Sève, J.** 1999. *A review of forestry sector policy issues in Indonesia*. Environmental Policy and Institutional Strengthening IQC OUT-PCE-I-806-96-00002-00. US AID, Jakarta, Indonesia.
- [34] **Sheil, D., and N. Liswanti.** 2006. *Scoring the importance of tropical forest landscapes with local people: patterns and insight*. *Environmental Management* **38**:126-136.
- [35] **Sheil, D., R. Puri, M. Wan, I. Basuki, M. van Heist, N. Liswanti, Rukmiyati, I. Rachmatika, and I. Samsuudin.** 2006. *Local people's priorities for biodiversity: examples from the forests of Indonesian Borneo*. *Ambio* **35**:17-24.
- [36] **Stacey, R. D.** 2003. *Strategic management and organisational dynamics: the challenge of complexity*. Fourth edition. Financial Times/Pearson Education, London, UK.
- [37] **Theobald, D. M., N. T. Hobbs, T. Bearly, J. Zack, T. Shenk, and W. E. Riebsame.** *Incorporating biological information in local land use decision making: designing a system for conservation planning*. *Landscape Ecology* **15**(1):35-45.
- [38] **Widianingsih, I., and E. Morrell.** 2007. *Participatory planning in Indonesia: seeking a new path to democracy*. *Policy Studies* **28**:1-15.
- [39] **Wollenberg, E., D. Edmunds, and L. Buck.** 2000. *Anticipating change: scenarios as a tool for adaptive forest management; a guide*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [40] **Wollenberg, E., R. Iwan, G. Limberg, M. Moeliono, S. Rhee, and M. Sudana.** 2007. *Facilitating cooperation during times of chaos: spontaneous orders and muddling through in Malinau District, Indonesia*. *Ecology and Society* **12**(1): 3. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art3/>.
- [41] **Wollenberg, E., G. Limberg, R. Iwan, R. Rahmawati, and M. Moeliono.** 2006a. *Our forest, our decision.: a survey of principles for local decision-making in Malinau*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- [42] **Wollenberg, E., M. Moeliono, G. Limberg, R. Iwan, S. Rhee, and M. Sudana.** 2006b. *Between state and society: local governance of forests in Malinau, Indonesia*. *Forest Policy and Economics* **8**:421- 433.
- [43] **Wollenberg, E., D. Edmunds, and L. Buck.** *Scenarios as a tool for adaptive management: a guide*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.

esta revista se edita con el auspicio de:



Próximamente...

**Revista Virtual REDESMA
octubre 2009
Vol. 3(3)**

TEMA: Salud ambiental

Se recibirá como colaboración artículos científicos, resultado de investigaciones específicas relacionadas con el tema, los que serán sometidos a la revisión y dictamen del Consejo Editorial. Se seleccionarán artículos de estudiantes universitarios, técnicos y profesionales, así como también de experiencias institucionales que se hayan desarrollado dentro de esta temática.

Se publicará:

- **Reseñas de libros, revistas y otros documentos, además de programas de conservación e investigación.**
- **Tesis de maestría y doctorado relacionadas al tema.**
- **Semblanzas de instituciones académicas, instituciones de investigación, profesionales, comunitarias, etc.**

Se destacará:

- **Artículos publicados en revistas, libros y otros (citando adecuadamente su origen, autorías, derechos, etc.)**
- **Experiencias de colaboración entre diferentes actores.**

Fecha límite para entrega de artículos, reseñas y colaboraciones:

30 de septiembre de 2009

Envíos a: revistaredesma@cebem.org